

FUNCTIONING OF DIVALENT ALKALINE METAL ON YEAST MULTIPLICATION IN HEAVY METAL CONTAMINATED SOIL

Hosam E.A.F. BAYOUMI HAMUDA¹, Nikolett TÓTH²

¹Óbuda University, Rejtő Sándor Faculty of Light Industry and Environmental Protection Engineering,
Environmental Protection Engineering Institute
H-1034 Budapest Doberdó Str. 6.

²Szent István University, Postgraduate School for Environmental Sciences
H-2103 Gödöllő Páter K. Str. 1., e-mail: hosameaf@gmail.com.

Keywords: alkaline and heavy metals, *Saccharomyces cerevisiae*, growth, toxicity, soil contamination

Summary: Microbial parameters appear to be very useful in monitoring soil contamination by heavy metals. The toxic heavy metals cause serious threat to the environment, Nowadays, the most an important ecological problem is to correct the toxic effect of heavy metals in contaminated soils. *In vitro*, two strains of *Saccharomyces cerevisiae* (NSS5099 and NSS7002) were tested in order to investigate their tolerance to heavy metals. The growth kinetics of two yeast strains in contaminated growth media by Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} and Ni^{2+} were studied at 50 μM . The toxicity decreasing order of the investigated heavy metal salts on tested yeast strains was found to be $\text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$. Ions of Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} at 350 μM and Ni^{2+} at 450 μM induced a decrease in the number of viable cells by 50% after 48 h incubation at 25°C. The addition of 50 mM $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, 75 mM MgSO_4 , or 150 mM K_2SO_4 in the growth broth medium before addition of 350 μM Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} or 450 μM Ni^{2+} shows a protective action against cell death and decreased the toxicity effect. The addition of alkaline metals reduced the effect of 350 and 450 μM of all investigated metals by 40%. The results obtained in the presented study exhibit the higher potentiality of *S. cerevisiae* strain NSS7002 than the strain NSS5099 to be used for decontamination of soil containing heavy metal ions. Further task is going to examine the range of metal bioaccumulation in the yeast cells and the ability of these strains to be environmental bioremediators.

Introduction

One of the main pollutants of the global pollution is the toxic heavy metals. Since it is impossible to degrade those pollutants by any means, the only way to remove them from the environment is to exclude metals from cycling through their concentration, with a possible recovery and reuse. This would also reduce the consumption of non-renewable resources (CHOJNACKA 2010). All organisms must possess mechanisms that regulate metal ion accumulation and thus, avoid heavy metal toxicity. Several resistance mechanisms exist to lessen or prevent metal toxicity. These include resistance to metals that are always toxic to the cell and serve no beneficial function, such as cadmium (Cd), lead (Pb) and mercury (Hg), and also include resistance to metals such as copper (Cu), iron (Fe), nickel (Ni), chromium (Cr) and zinc (Zn), which are toxic at high concentrations but are absolutely essential in trace amounts. The phenomenon of biosorption is defined as a metabolism independent adsorption of pollutants based on the partition process on a microbial biomass, or it is a passive non-metabolically-mediated process of metal binding by biosorbent. Microorganisms such as bacteria, yeasts, fungi and algae have been used as biosorbents of heavy metals. Among these, yeasts are known to be selective metal biosorbents as compared to fungi, actinomycetes and bacteria (ZOUBOULIS et al. 2001). Some metals such as calcium (Ca), potassium (K), magnesium (Mg) and sodium (Na) are essential for microbial life, other metals for example, Cu, Fe, manganese (Mn), Ni and Zn are required in trace concentrations (micronutrients) and some metals (e.g., Cd and

Pb) that are considered to be pollutants, as they are not necessary for biological functions and are toxic. *Saccharomyces* play a significant role in agricultural industry such as brewing, wine-growing, and other distillation, but also have a very important role in pharmaceutical industry and as a fodder (HORVÁTH 1970). Investigations conducted by several researchers demonstrated that *S. cerevisiae* is capable of accumulating heavy metals such as Cu, Cd, Pb, Zn, Cr and Ni ions (ENGL and KUNZ 1995; VOLESKY and PHILLIPS 1995). One major mechanism of Cu toxicity towards microorganisms is disruption of plasma membrane integrity. The influence of plasma membrane fatty acid composition on the susceptibility of *S. cerevisiae* to Cu²⁺ toxicity was investigated (AVERY et al. 1996).

COLLINS and STOTZKY (1992) suggested that the toxicity of Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn, and of Na and Mg to microorganisms varies with pH because the hydrolyzed speciation forms of these metals, which occur at higher pH values, bind on the cell surface and alter the net charge of the cell. This change in charge could affect various physiological functions of the cell, as well as its interactions with other cells and inanimate particulates in the environment. The yeast *S. cerevisiae* as a promising biosorbent has been used to remove Cr⁴⁺, Fe³⁺ (GOYAL et al. 2003), Cd²⁺ (LIU et al. 1997), Cu²⁺ (JIANLONG 2002 and MACHADO et al. 2009) from aqueous solutions.

Removal of polluting metals from contaminated environments is often difficult and remediation through common physico-chemical techniques is highly expensive and unsuitable in case of voluminous effluents containing complexing organic matter and low metal contamination. Biotechnological approaches may be an alternative remediation choice, and the increase of environment pollution by heavy metals turned the interest to live organisms that are tolerant to these metals. Biosorption (passive uptake) is one of the mechanisms of microorganisms resistance to heavy metals and yeasts as biosorbents are of special interest (WANG and CHEN 2009, SALEEM et al. 2008, CAN and JIANLONG 2007, BENDER and PHILLIPS 2004, MALIK 2004, AKHTAR et al. 2004, LLOYD et al. 2003). The most well-known and commercially significant yeasts are the related species and strains of *S. cerevisiae*, with high potential as bioremediation effectors (NAEEM et al. 2006, MACHADO et al. 2008, 2009). Most bioremediation studies using *S. cerevisiae* involve the excellent biosorption capacity of yeast cells (WANG and CHEN 2006, 2009).

Interest has arisen because of the biotechnological potential of microorganisms for metal removal and/or recovery, the possible transfer of accumulated metals to higher organisms in food chains, and the toxicity of heavy metals towards microbial metabolism and growth. Toxic effects are generally related to the strong coordinating abilities of heavy metals, and they include blocking of functional groups and conformational modification of cellular macromolecules, displacement of essential ions, and disruption of cellular and organellar membrane integrity (GADD 1993).

The study of the interactions between metals and fungi has long been of scientific interest. In an environmental context, accelerating pollution by toxic metals, metalloids and radionuclides has influenced research towards the biotechnological potential of utilizing microorganisms for metal removal and/or recovery from the biosphere.

Yeasts possess a potential for accumulating a range of metal cations. Tolerance and uptake of heavy metals by microorganisms has received much attention because of their potential application in bioremediation and biotreatment systems. *Saccharomyces cerevisiae* biomass plays an important role in the investigations in the field of heavy metal biosorption. It can be obtained in great quantities as waste products of many fermentation

processes. Besides, it can grow in solutions with high concentrations of heavy metals. It can accumulate metal ions in biomass (VOLESKY and PHILLIPS 1995). The intensification of industrial activity during the recent decades is greatly contributing to the increase of heavy metals in the environment. Humanity and the environment have to face up to the fact of considerable environmental pollution. There are many reviews on algae, bacteria, fungi or higher plants that remove and/or accumulate large amounts of heavy metals from their external environment. The main reaction for heavy metal to be combined with the microbial surface can be described as an ion-exchange reaction between heavy metal and Ca^{2+} , Mg^{2+} or K^{+} in the cell wall. This reaction is also observed in mold (KAPOOR and VIRARAGHAVAN 1997), and yeast (SINGLETON and SIMMONS 1996). Temperature, pH, the number of yeast cells and their physiological activity as well as the presence of other ions in the medium may exert a significant effect on the dynamics of Mg biosorption by cells (TUSZYNSKI and PASTERNAKIEWICZ 2000; PARK et al. 2003).

The heavy metal removal mechanism of microorganisms can be classified as extra-cellular accumulation/precipitation, cell surface sorption/precipitation, or intracellular accumulation, according to the location of the biosorption of the metal removal from solution (VEGLIO and BEOLCHINI 1997). In the concept of biosorption, several physical or chemical processes may be involved such as physical and/or chemical adsorption, ion exchange, coordination, complexation, chelation, and micro-precipitation. Biomass cell walls, consisting mainly of polysaccharides, proteins, and lipids offer many functional groups, which can bind metal ions such as carboxylate, hydroxyl, sulphate, phosphate, and amino groups.

Yeasts, or any other microorganisms, contains many potential sites for the sorption of metal ions, and it is unlikely that only one type of molecule or functional group would be responsible for the absorption of the metal ions. The mechanism of metal ions accumulation in yeast is well known to be composed of two or three steps (SINGLETON and SIMMONS 1996; SUH et al. 1998). The first is a rapid binding to negatively charged groups on the cell surface and a passive transport of metal ions through the cell wall for short time within 3.5 min. The second is the penetration through the cell membrane and into the cytoplasm. The third is the metal ions accumulation in the cell cytoplasm. One of the most serious forms of the environmental damages is accumulation of heavy metals. Heavy metal contamination exposes flora, fauna, and indirectly humanity to danger because of the difficulty of their breakdown and their accumulation in the environment. Microorganisms are more sensitive to heavy metal contamination than those plants and animals, which are present in the same soil (GILLER et al. 1997). Generally, it has been reported that fungi are more tolerant to heavy metals than bacteria and actinomycetes (HIROKI et al. 1992).

The surface of a cell has an important role in the relationship between the cell and its environment, as the surface is in direct contact with the ambient environment of the cell, and both essential and nonessential metal ions are transported across the surface into the cell. When heavy metals are deposited into an environment, they may bind on the surface of microorganisms, which is probably the initial step in the uptake and concentration of the metals by the microbes and in the toxic effects of these metals. The cell surface is important in microbial ecology, in the adhesion of microbes on surfaces, and in interactions between microorganisms and external environment. Natural binding of metals with yeast cells has a character of chemisorption that has been described by the Langmuir's equation (Lo et al. 1999). The Ca^{2+} or Mg^{2+} ions are first bound with the cell wall, and

primarily with negatively charged functional groups present in its structure, and thereafter they can be transferred to the cell's interior (SALTUKOGLU and SLAUGHTER 1983). The aim of the present investigation is to examine the tolerance of two *S. cerevisiae* strains to the toxicity of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Ni^{2+} . Secondly, to study the functioning of divalent Ca^{2+} and Mg^{2+} metals in comparison with K^{+} to correct the negative impacts of heavy metals on yeast growth and multiplication.

Materials and Methods

Maintenance and cultivation

Two strains of *S. cerevisiae* (NSS5099 and NSS7002) were isolated from the rhizosphere of maize (*Zea mays* L.) grown in „kovárvány” brown forest soil (obtained from the Research Centre of Agricultural Science Centre, University of Debrecen, Nyíregyháza) amended with 50% of municipal sewage sludge in 1999. The strains were grown and maintained at 4°C in a medium containing (g l^{-1}): yeast extract 10, peptone 10, dextrose 20, and agar 20 (YPDA). The pH of the medium was adjusted to 5.2. The medium was autoclaved at 121°C for 15 min. The cells were grown in YPD medium at 30°C for 2 days in shaking incubator at 150 rpm. In a test tube containing fresh yeast culture on YPDA, the biomass was washed out with physiological solution (0.85% NaCl). Yeast cultures were grown aerobically.

Under sterile conditions, a 40 ml YPD broth medium placed in a 100 ml Erlenmeyer flask and 5 ml yeast cell suspension (up to 5×10^6 cells ml^{-1}) is added to obtain suspension, which contained 5 mg of yeast l^{-1} . The cultivation was carried out on an orbital shaker at 150 rpm and 28°C. To examine the effect of the heavy metal ions on the growth of the two strains of *S. cerevisiae*, Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Ni^{2+} ions of CuSO_4 , $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ or NiSO_4 , respectively, were added to the nutritional medium at different concentrations. The solution of metal salts was sterilized by biological membrane filter of size pore 45 μm .

Kinetic study of cell growth in different heavy metal

The effect of the above mentioned metals at 50 μM concentration was examined after 0, 6, 12, 18, 24, 30, 36, 42, 48, 54, 60, 66 and 72 hours on cell growth kinetics at 28°C. The incubation was carried out in orbital shaker with 150 rpm.

Determination of cell growth in different heavy metal concentrations

The yeast cell growth was studied in YPD broth medium that contained (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, and 500 μM) concentration of Cu, Cd, Pb and Ni salts at 28°C. The concentration of yeast cells was monitored by optical absorbance at 610 nm. The amount of dry biomass in the suspension was determined by samples taken at different intervals from the medium, which were then centrifuged at 4000 rpm for 10 min. and the precipitate was dried at 85°C until it reached the constant weight.

Effect of Ca, Mg and K on the survival of cell in different heavy metal concentrations

The experiment was carried out as mention above, and the rate of the yeast cell growth was measured after the application of $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, MgSO_4 , or/and K_2SO_4 at 50, 75, and 150 mM, respectively, to all cultures at different concentrations of the investigated heavy metal at 28°C.

The data reported are mean values of three replicates with relative standard deviations. LSD analysis was also carried out, followed by the Tukey's test at 95% in order to assess the significance of the differences and correlation.

Results

Kinetic study of cell growth in different heavy metal

Fig. 1.a and b. show the kinetics of growth of the two *S. cerevisiae* strains (NSS5099 and NSS7002) in the presence of different heavy metals at 50 μM . The highest growth was observed for the yeast strain NSS7002.

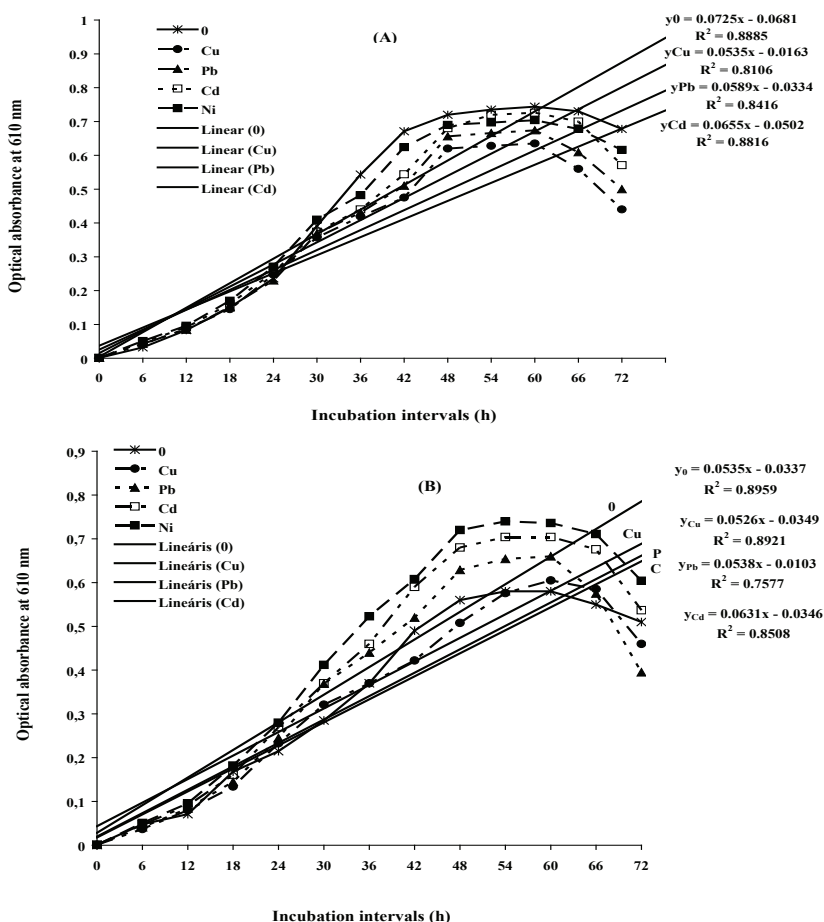


Figure 1. Kinetic growth curve of *Saccharomyces cerevisiae* strains NSS7002 (A) and NSS0599 (B) in YPD broth medium containing 50 μM of heavy metal after incubation at 150 rpm and 28°C for 48 h.

1. ábra Az NSS7002 (A) és az NSS0599 (B) *S. cerevisiae* törzsek szaporodási kinetikája a nehézfémek 50 μM koncentrációban tartalmazó YPD tápközegben, 150 rpm-en, 28°C-on, 48 órán keresztül történő inkubálást követően

The growth of biomass in the initial period was higher for NSS7002 than NSS5099, but after 24 h it was found a little slower than NSS5099. At the same time, the effect of Cu was more toxic than Pb, Cd and Ni. The stationary phase was developed for NSS5099 strain faster than for NSS7002 strain between 48 and 66 h, and it was depended on the metal ion type.

Determination of cell growth in different heavy metal concentrations

Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Ni^{2+} ions were examined in connection with inhibition of the cell growth of the two *S. cerevisiae* strains at concentrations from 50 to 500 μM , which showed that at concentrations higher than 300 and 400 μM of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Ni^{2+} , respectively, the cell growth significantly decreased.

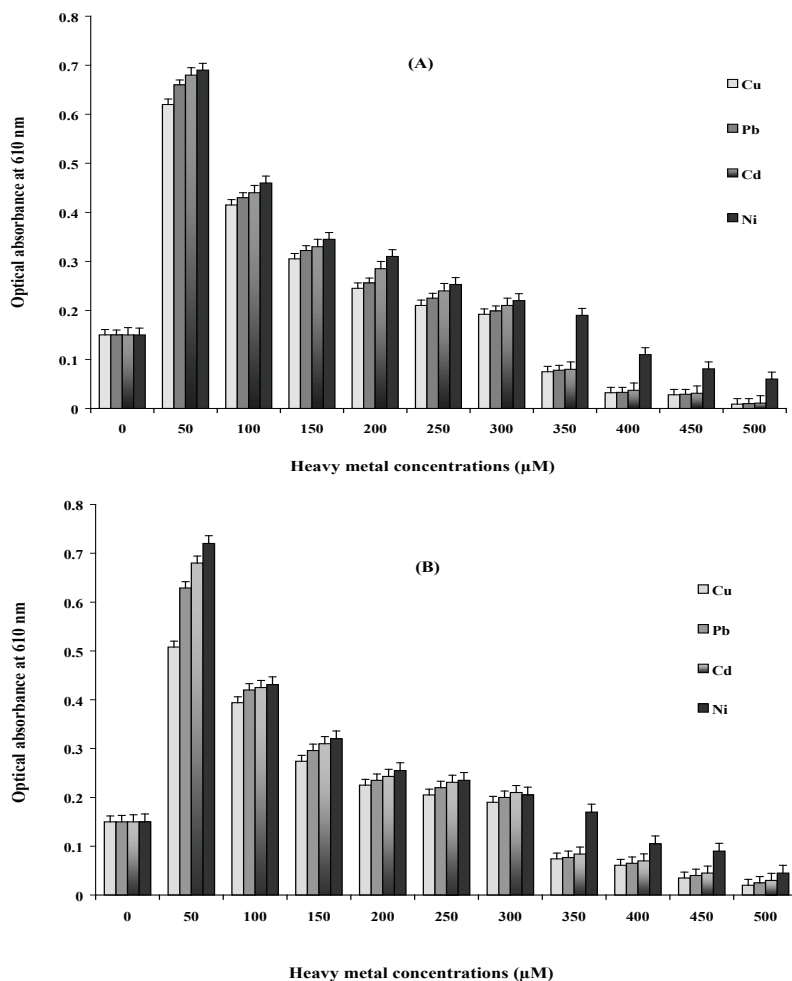


Figure 2. Toxic effects of Cu, Pb, Cd and Ni on the growth of *Saccharomyces cerevisiae* strains NSS7002 (A) and NSS5099 (B) in YPD broth medium after incubation at 150 rpm and 28°C for 48 h.

2. ábra A Cu, Pb, Cd és Ni NSS7002 (A) és NSS5099 (B) *Saccharomyces cerevisiae* törzsekre gyakorolt toxicitása YPD tápközegben, 150 rpm-en, 28°C-on, 48 órán keresztül történő inkubálást követően

Figure 2.a and b. illustrate that the beginning of stronger inhibiting effect of at 350 for Cu^{2+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} , but for Ni^{2+} it was at 450 μM . At 150 μM of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} and Ni^{2+} , the effect was found to be negligible. The toxic effect abilities of the heavy metals to the two strains of yeasts were compared. In addition, it was found that the growth curves in case of Cu and Pb were very closed, especially at high concentrations. The results showed that the heavy metals studied could be arranged in the following order according to their toxic effect on both yeast strains: $\text{Cu}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$.

Effect of Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^{+} on the survival of cell in different heavy metal levels

The results of this experiment showed that the correction of the heavy metal toxicity occurred by the addition of 50 mM $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ in the medium before addition of 350 μM Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} or 450 μM Ni^{2+} which show a protective action against cell death and decreased the toxicity effect. The addition of 75 mM MgSO_4 and the addition of 150 mM K_2SO_4 reduced the toxic effect of all investigated metals by 40% (Fig. 3).

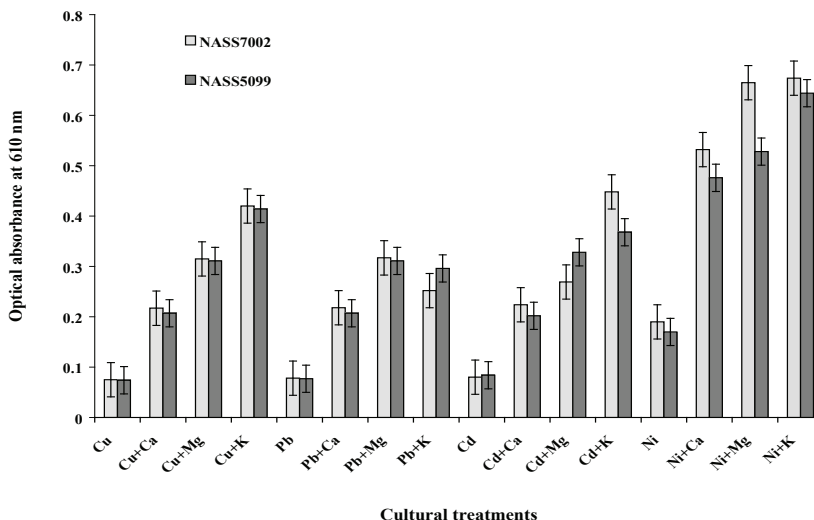


Figure 3. Effect of Ca (50 mM), Mg (75 mM) and K (150 mM) salts on the heavy metal tolerance of *Saccharomyces cerevisiae* strains growing in YPD broth medium containing 350 μM of Cu, Pb or Cd or 450 μM of Ni after incubation at 150 rpm and 28°C for 48 h.

3. ábra A Ca- (50 mM), Mg- (75 mM) és K- (150 mM) sók hatása a *S. cerevisiae* törzsek nehézfémekkel szembeni toleranciájára, Cu-, Pb- és Cd- (350 μM), valamint Ni- (450 μM) ionokat tartalmazó tápközegben, 150 rpm-en, 28°C-on, 48 órán keresztül történő inkubálást követően

Effect of Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^{+} on cell biomass grown at toxic concentrations of heavy metal

Figure 4. shows the mode of correction according to the application of Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^{+} to growth medium in the combination with the toxic dose of the heavy metal. The results illustrated that the yeast cell dry weight increased by the presence of the alkaline metal as correctors. At the same time, it was increased between 4.5 and 6 times of the cells biomass which grown in polluted medium.

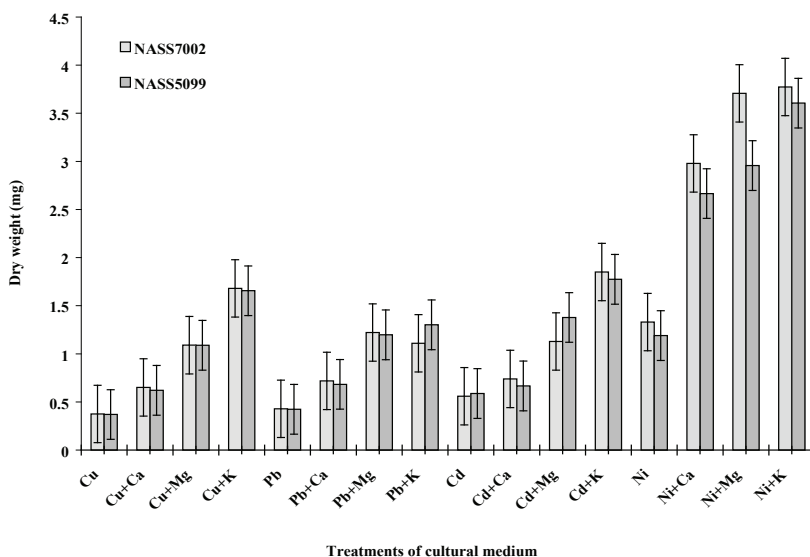


Figure 4. Effect of Ca (50 mM), Mg (75 mM) and K (150 mM) salts on the dry mass (mg) of *Saccharomyces cerevisiae* strains growing in YPD broth amended with toxic doses (350 μ M) of Cu, Pb or Cd or 450 μ M of Ni after incubation at 28°C for 48 h.

4. ábra A Ca- (50 mM), Mg- (75 mM) és K- (150 mM) sók hatása a Cu-, Pb- és Cd- (350 μ M), valamint Ni- (450 μ M) iont tartalmazó YPD tápközegben szaporodó *S. cerevisiae* törzsek száraztömegére (mg), 28°C-on, 48 órán keresztül történő inkubálást követően

According to our results and due to the resistance of the two yeast strains it can be mentioned that yeast resistant strain can act as heavy metal bioremediator, the yeast cells can act essentially in two ways: binding the cations to the cell surface (biosorption) and accumulation of cations inside the cell via metabolic transport.

Discussion

Heavy metal pollution has become one of the most serious environmental problems today. Biosorption (using biomaterials e.g., bacteria, fungi, yeast and algae) is regarded as a cost-effective biotechnology for the treatment of high volume and low concentration complex wastewaters containing heavy metal(s) in the order of 1 to 100 mg l⁻¹. Among the promising biosorbents for heavy metal removal which have been researched during the past decades, *S. cerevisiae* has received increasing attention due to the unique nature in spite of its mediocre capacity for metal uptake compared with other fungi (WANG and CHEN 2006).

The goal of this investigation was to study the effects of Ca²⁺ and Mg²⁺ on reducing the heavy metals toxicity on yeast grew in cultural medium contaminated by different concentrations of Cu²⁺, Cd²⁺, Ni²⁺ and Pb²⁺ in comparison with the activity of K⁺ ions. *S. cerevisiae* as a promising biosorbent has been used to remove Cr⁶⁺ and Fe³⁺ (GOYAL et al. 2003), Cd²⁺ (LIU et al. 1997), Cu²⁺ (MACHADO et al. 2009) from aqueous solutions. Moreover, it can distinguish different metal species based on their toxicity, such as selenium

(Se), antimony (Sb) and Hg. Gad et al. (2010) mentioned that the working concentrations used in the biosorption medium of *S. cerevisiae* was 35 mg l⁻¹, Cu²⁺; 15 mg l⁻¹, Cd²⁺ and 25 mg l⁻¹, Fe³⁺. 18h equilibrium time needed for maximum metal removal, (100 mg l⁻¹) metals adapted *S. cerevisiae* hasn't prominent enhancing effect, while addition of (4 mg l⁻¹) cystine has such effect upon metal removal, with 5.5 initial pH, and 3% (v/v) inoculums concentration while NaOH treatment resulted in 36.11, 18.11, 33.52% for Cu²⁺, Cd²⁺ and Fe³⁺, respectively.

Microorganisms have had to develop different mechanism of metal resistance that include cell membrane metal efflux, intracellular chelation by metallothioneine protein and glutathione derived peptides called phytochelatins and metal artmentalization in vacuoles (EL AASAR 2005). Other mechanisms exist for the removal of heavy metals from aqueous solution by bacteria, fungi, ciliates, algae, mosses, macrophytes and higher plants (REHMAN et al. 2008). As cellular response to the presence of metals such as biosorption by cell biomass, active cell transport, binding by cytosolic molecules, entrapment into cellular capsule, precipitation and oxidation-reduction reactions (LOVELY and COATES, 1997). Metal uptake is dependent not only on the type or species of microorganisms, but on growth conditions influence considerably the composition of yeast cells and thereby the binding abilities of cells for metal ions (DOSTALEK et al. 2004). RUTA et al. (2010) studied the heavy metal hypersensitive yeast strain *pmr1Δ* for the ability to remove Mn²⁺, Cu²⁺, Co²⁺, or Cd²⁺ from synthetic effluents. Due to increased metal accumulation, the mutant strain was more efficient than the wild-type in removing Mn²⁺, Cu²⁺, or Co²⁺ from synthetic effluents containing 1–2 mM cations, with a selectivity Mn²⁺ > Co²⁺ > Cu²⁺ and also in removing Mn²⁺ and Cd²⁺ from synthetic effluents containing 20–50 μM cations, with a selectivity Mn²⁺ > Cd²⁺.

The phenomenon of biosorption is defined as a metabolism independent adsorption of pollutants based on the partition process on a microbial biomass (RINGOT et al. 2007). Or, it is a passive non-metabolically-mediated process of metal binding by biosorbent (DAVIS et al. 2003). GNIEWOSZ et al. (2007) investigated the Mg²⁺ biosorption by waste brewery *S. uvarum*. According to our results, this could one of the reasons for cell protection. CHEN and WANG (2007) found that Pb at 2 μM did not affect the growth of *S. cerevisiae*, but 5 μM only inhibited 30% and 10 μM of Pb inhibited 50% of total growth of *S. cerevisiae*. The authors gave a toxicity order of the tested metals on the growth of *S. cerevisiae* as Pb²⁺ > Ag⁺ > Cr³⁺ > Cu²⁺ > Zn²⁺ > Cd²⁺ > Co²⁺ > Sr²⁺ > Ni²⁺ > Cs⁺. But our strains had the ability to tolerate higher doses (Figs. 1-3) than those mentioned by the authors. PASTERNAKIEWICZ (2006) found that more than 50 μM Cd²⁺ concentrations had negative effect on yeast growth but, this effect was corrected by the presence of Ca²⁺. Our findings supported the conclusion of PASTERNAKIEWICZ (2006). BLACKWELL et al. (1998) mentioned that Mg²⁺, Ca²⁺ and K⁺ reduced the Mn²⁺ toxicity towards *S. cerevisiae*. The toxic effects of investigated metals here, to some extent were similar to our observations in the present study (Figs. 4–5). Concomitant with metal uptake, ion release from biomass (viable and inactivated) is frequently observed. Release of K⁺, H⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺ (AVERY and TOBIN 1993; BRADY & DUNCAN 1994) has been most studied. There are varying reports on whether a stoichiometric relationship exists between ion release and metal uptake. Numerous studies refer to K⁺ release by yeast in response to metal uptake. Ca²⁺ accumulation by *S. cerevisiae* resulted in rapid release of 70% of cellular K⁺, followed by a slower release of approximately 60% of cellular Mg²⁺, but little loss of Ca²⁺ (BRADY and DUNCAN

1994). GADD and MOWLL (1983) also reported the absence of a simple stoichiometric relationship between Cd^{2+} uptake and K^+ release. K^+ release was attributed to membrane disruption by Cd^{2+} binding to organic ligands, and was more marked in the presence of glucose. Cu^{2+} and Cd^{2+} accumulation induced extensive loss of cellular K^+ and Mg^{2+} but little loss of Ca^{2+} (BRADY and DUNCAN 1994). Li^+ accumulation was accompanied by a stoichiometric efflux of K^+ (PERKINS and GADD 1993). Also two K^+ ions were released for each Cd^{2+} ion accumulated intracellularly (MOWLL and GADD 1984) suggesting K^+ efflux occurs to maintain ionic balance across the membrane.

The potential of yeasts for accumulating a range of metal cations from aqueous solutions is well known. Therefore, heavy metals inhibitory effects on *S. cerevisiae* were to be studied. Low concentrations of certain heavy metal ions are necessary for the vitality of all microbial cells. Low concentrations of Cu^{2+} and Zn^{2+} even stimulate the growth and the activity of the metabolic process. At high heavy metal concentration, the growth may be restrained. Non-essential metals such as Cd^{2+} and Pb^{2+} can interact with fungal cells and be accumulated by physico-chemical mechanisms. This non-essential metal exhibits toxicity above certain concentrations, which varies within the fungal species, the physico-chemical properties of the metal and environmental factors (GADD 1992). Our results demonstrated that the metal exhibit toxicity above certain concentrations, which varies within the levels of the yeast microbial strains. WANG and CHEN (2006) extensively discussed the characteristics of *S. cerevisiae* in heavy metal biosorption field and summarized various mechanism assumptions of metal uptake by *S. cerevisiae*. Authors mentioned that yeast biosorption largely depends on parameters such as pH, the ratio of the initial metal ion and initial biomass concentration, culture conditions, presence of various ligands and competitive metal ions in solution and to a limited extent on temperature. SOARES et al. (2003) stated that the decreasing order of toxicity of select heavy metals on the *S. cerevisiae*, in 10 mM MES (2-(*N*-morpholino)-ethane-sulfonic acid) pH buffer at pH 6.0, was found to be Cu^{2+} , Pb^{2+} , and Ni^{2+} . Heavy metal (200 μM) induced a decrease in the number of viable cells by about 50% in the first 5 min for Cu^{2+} and in 4 h for Pb^{2+} , while Ni^{2+} was not toxic up to a 200 μM concentration over a period of 48 h. The addition of 0.5 mM Ca^{2+} , before addition of 200 μM Cu^{2+} , showed a protective action against cell death, while no effect was observed against Pb^{2+} or Ni^{2+} toxic effects. The present study is confirmed by these conclusions. NAKAMURA et al. (2007) investigated the influence on the colorimetric response of dissolved inorganic ions (Cu^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cr^{3+} and Fe^{3+}) in natural water. KARAMUSHKA et al. (1998) indicated that the toxicity of heavy metal ions correlated with their inhibiting effect on transmembrane potential or parameters related to the operation of the generators of transmembrane potential of microbial cells. BLACKWELL et al. (1997) concluded that Mn^{2+} uptake and toxicity in *S. cerevisiae* are strongly influenced by intracellular Mg^{2+} , possibly through Mg -dependent regulation of divalent cation transport activity. Our results are in agreement with this investigational comment. A commercial strain of *S. cerevisiae* was serially cultured in media containing Cu^{2+} up to a final concentration of 10 mmol l^{-1} . This Cu-tolerant subculture was assessed for its capacity to accumulate further quantities of Cu^{2+} . It was found that after Cu^{2+} accumulation the total Cu content of this yeast was lower than the parent culture when exposed to similar conditions, indicating that the subculture was Cu-resistant owing to reduced Cu bioaccumulation properties (BRADY et al. 1994).

Viability of biomass during the course of experiments is important when considering metabolism-dependent metal uptake (GADD and MOWLL 1983). WHITE and GADD (1987) observed a progressive reduction in viability (to 50%) of cells incubated over a range of Zn^{2+} concentrations up to 100 μM . Viability loss correlated with indicators of Zn^{2+} toxicity such as inhibition of H^+ efflux and K^+ uptake but not with Zn^{2+} uptake. K^+ efflux was uniphasic with little K^+ efflux observed in the presence of factors that decreased Cu^{2+} uptake into cells. Levels of intracellular K^+ were critical for maximal Cu^{2+} accumulation—cells with high levels of internal K^+ (approx. 139 mM) took up more Cu^{2+} than cells with lower levels. Greater amounts of Mg^{2+} were released by denatured yeast (5 to 40 fold greater) but Ca^{2+} and H^+ displacement was reduced. Cytoplasmic levels of Ca^{2+} and Mg^{2+} declined in response to Sr^{2+} uptake. Further Mg^{2+} , but not Ca^{2+} , loss from the vacuole correlated with stimulated Sr^{2+} uptake in the presence of glucose.

Survival of microorganisms in the presence of toxic metals depends on intrinsic biochemical and structural properties, physiological and/or genetic adaptation, environmental modification of metal speciation, availability and toxicity. Most of the bioremediation studies involving *S. cerevisiae* focused mainly on cell surface properties, i.e., biosorption by dead biomass (MACHADO et al. 2008, 2009) by living cells with improved biosorption capacity (SALEEM et al. 2008) or with engineered cell surface (SHIBASAKI et al. 2009; KURODA et al. 2001; KAMBE-HONJOH et al. 2000).

K^+ and Mg^{2+} were found to inhibit Zn^{2+} uptake by *S. cerevisiae* whereas Na^+ and Ca^{2+} did not. It was concluded that inhibition of Zn^{2+} uptake was related to K^+ and Mg^{2+} accumulation by the cell (Ca^{2+} , Na^+ were not taken up). Reduction of net surface charge by bound cation may also be involved (BORST-PAUWELS and THEUVENET 1984). In contrast, the presence of Ni^{2+} enhanced Zn^{2+} uptake at concentrations of 100 μM compared to 20 μM Zn but its mode of action was unknown (WHITE and GADD 1987). Ca^{2+} uptake by yeast was inhibited by monovalent cations (K^+ , Rb^+ , Cs^+ , Na^+ and Li^+) at equimolar concentrations, and correlated with uptake of these cations (ROOMANS et al. 1979). Ca^{2+} was found to depress Cd^{2+} uptake strongly. MOWLL and GADD (1984) reported similar findings and proposed that Cd^{2+} was accumulated via a Ca^{2+} transport system.

In conclusion, strains of *S. cerevisiae* have contributed to our understanding of metal uptake and toxicity. In a biotechnological context, yeasts may be useful in the treatment of metal-containing effluents. Finally, the presence of 350 μM of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} and 450 μM Ni^{2+} in growth medium had a negative effect on the growth of both yeast strains. The negative effect of higher concentrations of Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} and Ni^{2+} was lowered by the addition of Mg^{2+} , Ca^{2+} and K^+ . The results obtained in the present study exhibit the higher potentiality of *S. cerevisiae* strain NSS7002 than the strain NSS5099 to be used for decontamination of soil containing heavy metal ions. Further task is going to examine the range of metal bioaccumulation in the yeast cells and the ability of these strains to be environmental bioremediators.

References

- AKHTAR N., IQBAL J., IQBAL M. 2004: Removal and recovery of nickel(II) from aqueous solution by loofa sponge-immobilized biomass of *Chlorella sorokiniana*: characterization studies. *J Hazard Mater.* 108: 85–94.
- AVERY S.V., TOBIN J.M. 1993: Mechanisms of adsorption of hard and soft metal ions to *Saccharomyces cerevisiae* and influence of hard and soft anions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59: 2851–2856.
- AVERY S.V., HOWLETT N.G., RADICE S. 1996: Copper toxicity towards *Saccharomyces cerevisiae*: dependence on plasma membrane fatty acid composition. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 3960–3966.
- BENDER J., PHILLIPS P. 2004: Microbial mats for multiple applications in aquaculture and bioremediation. *Biores. Technol.* 94: 229–238.
- BORST-PAUWELS G., THEUVENET A. 1984: Apparent saturation kinetics of divalent cation uptake in yeast caused by a reduction in the surface potential. *Biochem. Biophys. Acta* 771: 171–176.
- BLACKWELL K.J., TOBIN J.M., AVERY S.V. 1997: Manganese uptake and toxicity in magnesium-supplemented and unsupplemented *Saccharomyces cerevisiae*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 47: 180–184.
- BLACKWELL K.J., TOBIN J.M., AVERY S.V. 1998: Manganese toxicity towards *Saccharomyces cerevisiae*: Dependence on intracellular and extracellular magnesium concentrations. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 49: 751–757.
- BRADY D., DUNCAN J.R. 1994: Bioaccumulation of metal cations by *Saccharomyces cerevisiae*. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 34: 149–154.
- BRADY D., GLAUM D., DUNCAN J.R. 1994: Copper tolerance in *Saccharomyces cerevisiae*. *Lett. Appl. Microbiol.* 18: 245–250.
- CAN C., JIANLONG W. 2007: Correlating metal ion characteristics with biosorption capacity using QSAR model. *Chemosphere* 69: 1610–1616.
- CHEN C.M., WANG J. 2007: Response of *Saccharomyces cerevisiae* to lead ion stress. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 74: 683–687.
- CHOJNACKA K. 2010: Biosorption and bioaccumulation—the prospects for practical applications. *Environ. International* 36: 299–307.
- COLLINS Y.E., STOTZKY G. (1992): Heavy metals alter the electrokinetic properties of bacteria, yeasts, and clay minerals. *Appl. Environ. Microbiol.* 58: 1592–1600.
- DAVIS T.A., VOLESKY B., MUCCI A. 2003: A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Res.* 37: 4311–4330.
- DOSTALEK P., PATZAK M., MATEJKA P. 2004: Influence of specific growth limitation on biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*. *Intern. Biodeterior. Biodegr.* 54: 203–207.
- EL AASAR S.A. 2005: Adaptive tolerance of *Trichoderma hamatum* in cadmium, copper and lead heavy metals. *Egypt J. Biotechnol.* 21: 278–294.
- ENGL A., KUNZ B. 1995: Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: effects of nutrient conditions. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 63: 257–261.
- GAD S.A., ATTIA M., AHMED A.H. 2010: Heavy Metals Bio-Remediation by Immobilized *Saccharomyces cerevisiae* and *Opuntia ficus indica* Waste J. Am. Sci. 6: 79–87.
- GADD G.M. 1992: Metals and microorganisms: a problem of definition. *FEMS Microbiol. Lett.* 100: 197–204.
- GADD G.M. 1993: Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytol.* 124: 25–60.
- GADD G.M., MOWLL J.L. 1983: The relationship between cadmium uptake, potassium release and viability in *Saccharomyces cerevisiae*. *FEMS Microbiol. Lett.* 16: 45–48.
- GILLER K.E., WITTER E., MCGRATH S.P. 1997: Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1389–1414.
- GNIEWOSZ M., DUSZKIEWICZ-REINHARD W., BLAZEJAK S., SOBIECKA J., ZARZECKA M. 2007: Investigations into magnesium biosorption by waste brewery yeast *Saccharomyces uvarum*. *Acta Sci. Pol., Technol. Aliment.* 6: 57–67.
- GOYAL N., JAIN S.C., BANERJEE U.C. 2003: Comparative studies on the microbial adsorption of heavy metals. *Adv. Environ. Res.* 7: 311–319.
- HIROKI M. 1992: Effects of heavy metal contamination on soil microbial populations. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38: 141–147.
- HORVATH J. 1970: Microbiology. *Mezőgazdasági Kiadó*, Budapest.
- HUANG C.P., MOREHART A. 1990: The removal of Cu(II) from dilute aqueous solutions by *Saccharomyces cerevisiae*. *Water Res.* 4: 433–439.
- JIANLONG W. 2002: Biosorption of copper (II) by chemically modified biomass of *Saccharomyces cerevisiae*. *Process Biochem.* 37: 847–880.

- KAMBE-HONJOH H., OHSUMI K., SHIMOJI H., NAKAJIMA H., KITAMOTO K. 2000: Molecular breeding of yeast with higher metal-adsorption capacity by expression of histidine-repeat insertion in the protein anchored to the cell wall. *J. Gen. Appl. Microbiol.* 46: 113–117.
- KAPOOR A., VIRARAGHAVAN T. 1997: Heavy metal biosorption sites in *Aspergillus niger*. *Biores. Technol.* 61: 221–227.
- KURODA K., SHIBASAKI S., UEDA M., TANAKA A. 2001: Cell surface engineered yeast displaying a histidine oligopeptide (exa-His) has enhanced adsorption of and tolerance to heavy metal ions. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 57: 697–701.
- KARAMUSHKA V.I., GADD D.M., GRUZINA T.G., UL'BERG Z.R. 1998: The application of colloid-biochemical parameters of microbial cells for the assessment of heavy metal toxicity. *Colloid J. Russ. Acad. Sci.* 60: 717–720.
- LIU X.F., SUPEK F., NELSONI N., CULOTTA V.C. 1997: Negative control of heavy metal uptake by the *Saccharomyces cerevisiae* BSD2 Gene. *J. Biol. Chem.* 272: 11763–11769.
- LLOYD J.R., LOVLEY D.R., MACASKIE L.E. 2003: Biotechnological application of metal-reducing microorganisms. *Adv. Appl. Microbiol.* 53: 85–128.
- LO W., CHUA H., LAM K.H. 1999: A comparative investigation on the biosorption of lead by filamentous fungal biomass. *Chemosphere* 39: 2723–2736.
- LOVELY D.R., COATES J.D. 1997: Bioremediation of metal contamination. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8: 285–289.
- MACHADO M.D., JANSSENS S., SOARES H.M.V.M., SOARES E.V. 2009: Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of *S. cerevisiae*: advantages of using dead biomass. *J. Appl. Microbiol.* 106: 1792–1804.
- MACHADO M.D., SANTOS M.S., GOUVEIA C., SOARES H.M., SOARES E.V. 2008: Removal of heavy metals using a brewer's yeast strain of *Saccharomyces cerevisiae*: the flocculation as a separation process. *Biores. Technol.* 99: 2107–2115.
- MALIK A. 2004: Metal bioremediation through growing cells. *Environ. Int.* 30: 261–278.
- MOWLL J.L., GADD G.M. 1984: Cadmium uptake by *Aureobasidium pullulans*. *J. Gen. Microbiol.* 130: 279–284.
- NAEEM A., WOERTZ J.R., FEIN J.B. 2006: Experimental measurement of proton, Cd, Pb, Sr and Zn adsorption onto the fungal species *Saccharomyces cerevisiae*. *Environ. Sci. Technol.* 40: 5724–5729.
- NAKAMURA H., HIRATA Y., MOGI Y., KOBAYASHI S., SUZUKI K., HIRAYAMA T., KARUBE I. 2007: A simple and highly repeatable colorimetric toxicity assay method using 2,6-dichlorophenolindo-phenol as the redox color indicator and whole eukaryote cells. *Anal. Bioanal. Chem.* 389: 835–840.
- PARK J.K., LEE J.W., JUNG J.Y. 2003: Cadmium uptake capacity of two strains of *Saccharomyces cerevisiae* cells. *Enzyme Microbiol. Technol.* 33: 371–378.
- PASTERNAKIEWICZ A. 2006: The growth of *Saccharomyces cerevisiae* yeast in cadmium enriched media. *Acta Sci. Pol. Technol. Aliment.* 5: 39–46.
- PERKINS J., GADD G.M. 1993: Accumulation and intracellular compartmentation of lithium ions in *Saccharomyces cerevisiae*. *FEMS Microbiol. Lett.* 107: 255–260.
- REHMAN A., SHAKOORI F.R., SHAKOORI A.R. 2008: Heavy metal resistant freshwater ciliate, *Euplotes mutabilis*, isolated from industrial effluents has potential to decontaminate wastewater of toxic metals. *Biores. Technol.* 99: 3890–3895.
- RINGOT D., LERZY B., CHAPLAIN K., BONHOURE J.P., AUCLAIR E., LARONDELE Y. 2007: *In vitro* biosorption of ochratoxin A on the yeast industry byproducts: Comparison of isotherm models. *Biores. Technol.* 98: 1812–1821.
- ROOMANS G., THEUVENET A., VAN DEN BERG T., BORST-PAUWELS G. 1979: Kinetics of Ca^{2+} and Sr^{2+} uptake by yeast. Effects of pH, cations and phosphate. *Biochim. Biophys. Acta* 551: 187–196.
- RUTA L., PARASCHIVESCU C., MATACHE M., AVRAMESCU S., FARCASANU I.C. 2010: Removing heavy metals from synthetic effluents using “kamikaze” *Saccharomyces cerevisiae* cells. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85:763–771.
- SALEEM M., BRIM H., HUSSAIN S., ARSHAD M., LEIGH M.B., ZIA-UL H. 2008: Perspectives on microbial cell surface display in bioremediation. *Biotechnol. Adv.* 26: 151–161.
- SALTUKOGLU A., SLAUGHTER J.C. 1983: The effect of magnesium and calcium on yeast growth. *J. Inst. Brew.* 89: 81–83.
- SHIBASAKI S., MAEDA H., UEDA M. 2009: Molecular display technology using yeast-arming technology. *Anal. Sci.* 25: 41–49.
- SINGLETON I., SIMMONS P. 1996: Factors affecting silver biosorption by and industrial strain of *Saccharomyces cerevisiae*. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 65: 21–28.
- SOARES E.V., HEBBELINCK K., SOARES H.M.V.M. 2003: Toxic effects caused by heavy metals in the yeast *Saccharomyces cerevisiae*: a comparative study. *Can. J. Microbiol.* 49: 336–343.

- SUH J.H., KIM D.S., YUN J.W., SONG S.K. 1998: Process of Pb^{2+} accumulation in *Saccharomyces cerevisiae*. Biotechnol. Lett. 20: 153–156.
- TUSZYNSKI T., PASTERNAKIEWICZ A. 2000: Bioaccumulation of metal ions by yeast cell of *Saccharomyces cerevisiae*. Pol. J. Food Nutr. Sci. 4: 31–39.
- VEGLIO F., BEOLCHINI F. 1997: Removal of metals by biosorption. Hydrometallurgy 44: 301–316.
- VOLESKY B., PHILLIPS H.A. 1995: Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 42: 797–806.
- WANG J., CHEN C. 2006: Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*. Biotechnol. Adv. 24: 427–451.
- WHITE C., GADD G.M. 1987: The uptake and cellular distribution of zinc in *Saccharomyces cerevisiae*. J. Gen. Microbiol. 133: 727–737.
- WANG J., CHEN C. 2009: Biosorbents for heavy metals removal and their future. Biotechnol. Adv. 27: 195–226.
- ZOUBOULIS A. I., MATIS K. A., LAZARIDIS N.K. 2001: Removal of metal ions from simulated wastewater by *Saccharomyces* yeast biomass: combining biosorption and flotation processes. Separation Sci. Technol., 36: 349–365.

KÉTÉRTÉKŰ ALKÁLIFÉMEK HATÁSA AZ ÉLESZTŐSEJTEK SZAPORODÁSÁRA, NEHÉZFÉMEKKEL SZENNYEZETT TALAJBAN

¹BAYOUMI HAMUDA HOSAM E.A.F. ²TÓTH NIKOLETT

¹Óbudai Egyetem, Rejtő Sándor Könyv- és Képzőművészeti Kar, Környezetmérnöki Intézet
1034 Budapest, Doberdó út 6., e-mail: hosameaf@gmail.com.

²Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola. 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Kulcsszavak: alkáli- és nehézfémek, *Saccharomyces cerevisiae*, szaporodás, toxicitás, talajszennyezés

Összegzés: A mikroorganizmusok tulajdonságai nagyon jól hasznosíthatóak a talajszennyezés monitorozásánál. A toxikus nehézfémek komoly ökológiai problémát jelentenek környezetünkben, ezért kiemelkedő fontosságú a nehézfémekkel szennyezett talajok tisztítása. *In vitro*, két *S. cerevisiae* törzs (NSS5099 és NSS7002) nehézfémekkel szembeni toleranciáját vizsgáltuk. A két törzs szaporodási kinetikáját olyan táptalajon tanulmányoztuk, amelyhez 50 μ M koncentrációban adtunk Cu^{2+} -, Pb^{2+} -, Cd^{2+} - vagy Ni^{2+} -ionokat. A vizsgált nehézfémek élesztőtörzsekre gyakorolt toxicitása csökkenő sorrendben: $Cu^{2+} > Pb^{2+} > Cd^{2+} > Ni^{2+}$. A 350 μ M koncentrációjú Cu^{2+} -, Pb^{2+} vagy Cd^{2+} és 450 μ M koncentrációjú Ni^{2+} 48 órás inkubációt követően 50%-kal csökkentette az élősejtek számát. Amikor a nehézfémek táptalajba történő adagolása előtt 50 mM $Ca(HCO_3)_2$, 75 mM $MgSO_4$, vagy 150 mM K_2SO_4 -ot adtunk a közeghez csökkent a nehézfémek sejtekre gyakorolt toxicitása, és több sejt maradt életben. A 350 és 450 μ M koncentrációban lévő nehézfémek toxicitását a fém sók 40%-kal csökkentették. A kapott eredmények alapján az NSS7002 törzs sokkal alkalmasabbnak bizonyult a nehézfémekkel szennyezett talajok tisztítására, mint az NSS5099.

ELEGYES FAÁLLOMÁNYOK KOMPETÍCIÓS VIZSGÁLATA

HORVÁTH Tamás

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdővagyon-gazdálkodási és Vidékfejlesztési Intézet
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.
optix@emk.nyme.hu

Kulcsszavak: elegyes állományok, kompetíció, átlagnövedék

Összefoglalás: Az elegyes állományok növekedésének előrejelzéséhez kulcsfontosságú a faegyedek és fafajok közötti versengés ismerete. Az elegyes állományok versengési viszonyaira vonatkozó vizsgálatok alapadatait szolgáltatva a Soproni-hegyvidéken 1990-ben kijelölt 4 mintaterület – amely a hegyvidék jellemző faállományait ölelte fel – egyenként 3 ha nagyságban, amelyek eredeti célja a hegyvidéki faállományok növekedésének vizsgálata. A kijelölés a hosszúlejáratú kísérletek mintájára történt, az egyes mintaterületek megfelelő részletességű termőhelyi feltárása mellett. Jelen munka ezen állományok faegyedeinek versengésben betöltött szerepét, és a versenyhelyzet mutatószámait vizsgálja a különböző növekedési paraméterek tükrében azzal a céllal, hogy a szakirodalomban használatos egyszerű kompetíciós indexek korrigálásával kifejezhetővé váljanak a fafaji és faegyedi tulajdonságok. A karcsúsági szám alkalmazása korrekciós tényezőként ezekben az elegyes állományokban megfelelőnek bizonyult.

Bevezetés

Az erdészeti kutatás és az erdészeti gyakorlat egyik legérdekesebb és egyben legtöbb kérdést felvető területe az egyes fák és faállományok növedékének, valamint a növedéket befolyásoló tényezők meghatározása, a termőhely, a faállomány szerkezet és az emberi beavatkozás növedékre gyakorolt hatásának vizsgálata. Az elegyes erdők fatermésének vizsgálata a jövőben kiemelt fontosságú kérdés mindamellett, hogy a ma erdőgazdálkodója nemcsak a fatermesztést szem előtt tartva gazdálkodik a természeti környezet egyik legmeghatározóbb elemével, az erdővel. Az elegyes erdő belső dinamikájának megértése a természetközeli erdőgazdálkodás alapvető kérdése.

A kezdeti egyszerű modellek, a fatermési táblák, csak az egykorú, elegyetlen erdők fatermésének megállapítására voltak alkalmasak. Az elegyes, többkorú erdők fatermésének megállapítására rugalmasabb modellek szükségesek (DOBBERNTIN 2004). Összetettebb modellek a nevelési modelltáblák, amelyek fatermési osztályonként tartalmazzák a nevelővágásokat, a nevelővágások után lábon maradó faállományrész (főállomány) szerkezetének fontosabb adatait és a vágáskort (VÁRADY 1984). A cél azonban továbbra is a lehetőleg minél pontosabb modellek készítése a faállományok növekedésének leírására. Nyilvánvaló, hogy minél nagyobb adatmennyiséget adunk meg egy modell input adataként, annál pontosabb eredményt kapunk. Nem célszerű azonban a túl nagy felbontású modellek szerkesztése, ellenben a megfelelő eredmény érdekében nem is szabad lemondanunk arról.

Jelenleg az erdészeti kutatások egyik legfontosabb területe a különböző növekedési modellek fejlesztése, nem pusztán növekedés-előrejelzés célzattal. A modellkészítés általános és célorientált számítógépes modellek segítségével történik.

Az általános számítógépes modellezés egyik kiemelkedő alkalmazása a Simile (System dynamics and object-based modelling and simulation software – Egyed alapú

dinamikus rendszerek modellező és szimulációs szoftvere), amely szoftver alkalmas az elegyes állományok vizsgálatára (VANCLAY 2006).

A célszoftverek feladata a különböző szerkezetű erdők növekedésének előrejelzése, amely növekedési modellnek kihagyhatatlan része a kezelt erdők modellezése (ROBERTSON és DAUME 2000). Európa erdeire vonatkozóan több növekedési szimulációs modell került kidolgozásra, például a SILVA, CAPSIS vagy a Sibyla Suit. HARKÖNEN (2010) és mtsai néhány növekedési szimulátor előrejelzéseit tesztelték a finn nemzeti erdőleltár állandó mintavételi helyeinek adataival. A szimulációk a mellmagassági átmérő valamint a famagasság növekedése esetében jobb eredményt mutattak, mint a fatérfogat növekedés várható mértékére vonatkozó eredmények. Az állomány modellek a körlapösszeg és az átmérő növekedés becslésében nagyobb pontosságot eredményeztek, mint az egyes fa modellek, ahol is utóbbiak a fatérfogat és állománysűrűség esetében eredményeztek kielégítő adatokat.

Az elegyes erdő belső dinamikájának megértése a természetközeli erdőgazdálkodás alapvető kérdése.

PRETZSCH (2005) az elegyhatás mértékét vizsgálta a hosszúléjáratú kísérletek adatainak segítségével. Az elegyetlen állományokkal ellentétben az erőforrás felhasználása akár 30%-al is jobban elősegíthető korai és kései szukcessziós fafajok kombinációjával, ontogenetikusan korai illetve kései kulminációjú fafajok elegyítésével, fényigényes illetve árnytűrő fafajok elegyítésével.

A kísérleti eredmények értékeléséből felállított faterméstani modellek (egyed alapú és más növekedési modellek) felbontása egyre inkább szükségessé teszi a fafajok közötti, illetve a fafajon belüli versengések vizsgálatát. Az egyes fák növekedését befolyásoló tényezők modellbe illesztése sokrétű feladat, mivel az összefüggések jelentős része nem ismert. Ezen témába tartozik az egyes faegyedek közötti versengés (kompetíció), és az ezt befolyásoló tényezők megismerése is.

A versengés modellbe illesztése a kompetíciós indexek és a növekedési mutatószámok közötti összefüggések segítségével lehetséges oly módon, hogy ezen összefüggések alapján a versengési indexek segítségével redukáljuk a prognosztizált növedéket.

A versengés (kompetíció) alapvető ökológiai folyamat, amely vezérli a populáció dinamikát, a túlélést, a növekedést és a fajok (fafajok) együttélését. Ezért a kompetíció megértése elengedhetetlen az állománystruktúra kialakulás folyamatának előrejelzéséhez, mi több, a kompetíció megértése az erdőrendezési (management) gyakorlatban is fontos szerepet játszik (GRAY és HE 2009).

Anyag és módszertan

Az 1990-es évet megelőzően megteremtődött a lehetősége annak, hogy 4 db, a Soproni-hegyvidéken található egyenként 3–3 ha-s (150×200m) mintaterületek segítségével a hegyvidék jellemző faállomány-típusainak növekedését hosszúléjáratú kísérlet keretei között vizsgálják. 1990-re mindegyik mintaterület kijelölése megtörtént, és befejeződött az első egyedenkénti felvétel is. A faegyedek mérése mellett mindegyik mintaterületen 3–5 talajszelvény nyitása történt meg, amelyek segítségével a mintaterületek termőhelyi adottságai pontosan megállapíthatók.

A 4 mintaterület esetében (Bükkös mintaterület, Házoldal mintaterület, Kemping mintaterület, Károly-magaslati mintaterület) rendre 1–1–2–2 felvétel követte az elsőt. Ennek megfelelően két mintaterület esetében 1, két mintaterület esetében 2 növekedési ciklus vizsgálható.

Az 1990. évi felvételtkor rögzítésre kerültek az egyes egyedek lokális X és Y koordinátái, valamint minden törzs egyedi sorszámmal, illetve a mellmagassági átmérő mérési helyének megjelölésével lett ellátva.

Minden felvételtkor a következő adatok kerültek rögzítésre:

- mellmagassági átmérő két irányból,
- famagasság.

Az egyes növekedési időszakokra így a következő növekedési mutatók voltak kifejezhetőek:

- mellmagassági átmérő éves növedéke,
- fatérfogat éves növedéke.

A kompetíciós vizsgálatok során minden mintaterület esetében minden törzsre meghatározásra került annak kompetitor környezete (szögszámláló módszerrel, illetve az egyedek közelségi rangsora segítségével) valamint növétere.

Adatok minden mintaterület esetében csak a 3 ha terület faegyedeiről állnak rendelkezésre. Ennek megfelelően a szélső faegyedek szociális helyzetéről, verseny szituációjáról nincs információ, így a feldolgozás során mérlegelésre került a szélső fák helyzete. Az ismeretlen állományrész mesterséges szerkezetgenerálása helyett célszerűnek látszott a mintaterületenként úgynevezett magterület meghatározása, amely a teljes területek 20–20 m-el rövidebb oldalhosszúságú téglalap által lefedett területet jelentették az eredeti téglalap alakú mintaterületekhez képest. Ilyen formában a vizsgálat tárgyát képező magterületek szélső fái esetében is pontos adataink vannak azok versenyszituációjáról.

A hipotéziseknek megfelelően a szakirodalomban található egyszerű távolságfüggő és távolság független kompetíciós mutatószámok közül a leggyakrabban alkalmazott formulákat alkalmazva a következő versengési mutatók kerültek kiszámításra:

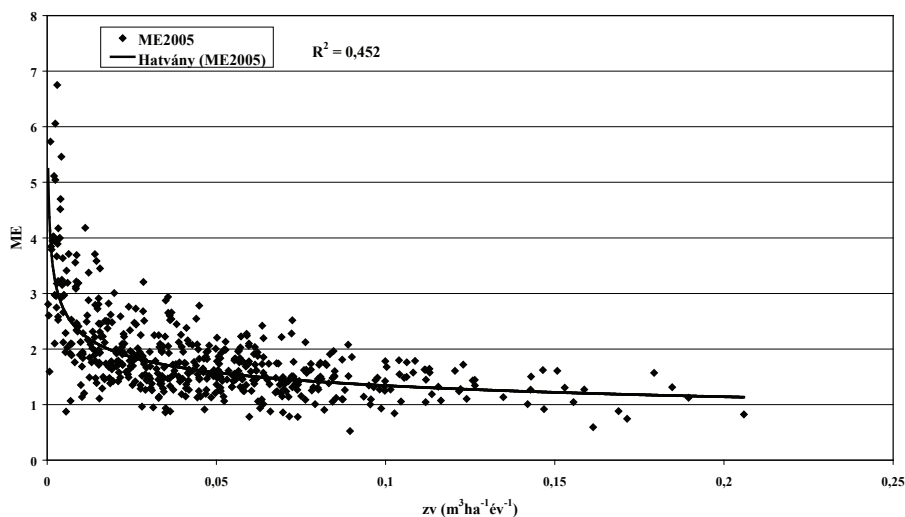
- Hegyi index (Hegyi 1974),
- Lorimer index (Lorimer 1983),
- ME (Martin és Ek 1984) index.

Eredmények, értékelések

A rendelkezésre álló átmérő adatok segítségével meghatározásra kerültek az időszakra jellemző mellmagassági átmérő éves növedékek (korszaki átlagnövedékek) törzsenként.

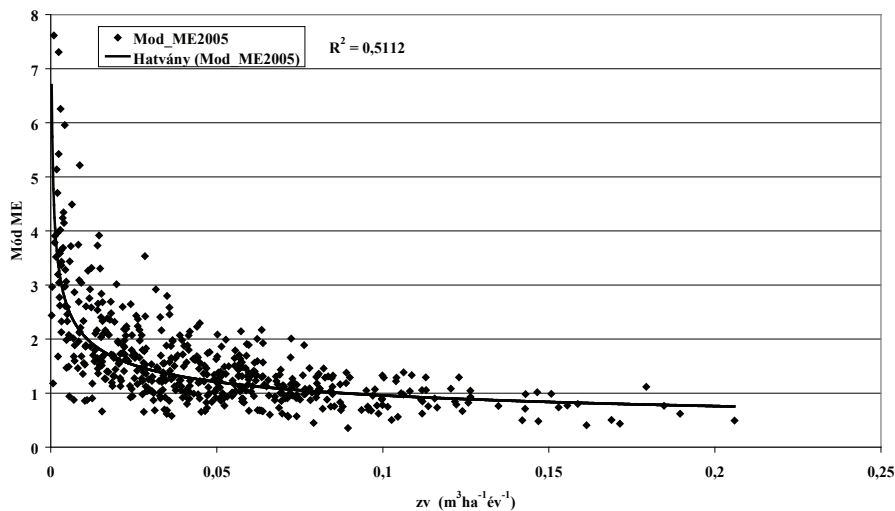
A továbbiakban minden törzs esetében kiszámításra kerültek a felsorolt versengési mutatószámok, amelyekkel a növekedési mutatószámokat korreláltattam. Ezen mutatószámok és a növekedési mutatók között nem lineáris korrelációt számoltam (1. és 2. ábra).

Ezen korrelációs vizsgálatok mellett a kiindulási hipotéziseknek megfelelően vizsgálat tárgyát képezte egy olyan független változó meghatározása, amely lehetővé teszi a fafaji és az erdészeti beavatkozások által generált kumulált faegyedi tulajdonságok megjelenítését az egyszerű kompetíciós formulákban.



1. ábra A Házoldal mintaterület második növekedési időszakára jellemző ME index és a fatérfogat éves növedékének korrelációja

Figure 1. Correlation between the ME index typical for the second growth period and the current annual increment in the sample plot Házoldal



2. ábra A Házoldal mintaterület második növekedési ciklusára jellemző Módosított ME index és a fatérfogat éves növedékének korrelációja

Figure 2. Correlation between the modified ME index typical for the second growth period and the current annual increment in the sample plot Házoldal

A számítások során az adott egyed magassága és mellmagassági átmérőjének hányadosából képzett karcsúsági szám korrekciós tényezőként került bevezetésre az egyes kompetíciós mutatószámok matematikai formulájába, mint független változó:

$$1. \text{ Korrekciós tényező} = \frac{h}{d} \text{ (mcm}^{-1}\text{)}$$

ahol h a központi faegyed magassága (m) és d a központi faegyed mellmagassági átmérője (cm).

A korrekciós tényezővel módosított versengési mutatószámokat rendre Módosított Lorimer index (Mod_Lor) és Módosított ME index (Mod_ME) névvel jelöltem.

A különböző versengési mutatószámok – beleértve a módosított mutatószámokat is – az egyes mintaterületek esetében különböző szorosságú korrelációt mutattak fatérfogat éves növedéke és a mellmagassági átmérő éves növedék összefüggésében.

Az összefoglaló táblázatok (1–6 táblázat) szerint a fatérfogat növedékével minden esetben szorosabb az összefüggés, mint az átmérő éves növedékével, a különbség esetenként nagyságrendi is lehet. A módosított kompetíciós mutatók egy esettől eltekintve minden mintaterületen szorosabb összefüggést mutattak az átmérő éves folyónövedékével, mint az eredeti mutatószámok.

Az ME index összefüggéseiben ez utóbbihoz hasonlóan a szorosságtól függetlenül mindenhol erősebb korrelációt mutat a Módosított ME, mint az eredeti formulával számított mutató. A szakirodalomban általánosan alkalmazott, egyik legelterjedtebb mutatóként alkalmazott Hegyi index szinte minden esetben rosszabb korrelációt mutat, mint a Módosított mutatók valamelyike.

A jelentős kocsánytalan tölgy egyedek magába foglaló állomány esetén (Kemping mintaterület), ahol relatíve kisebb az elegyfajok – különös tekintettel a fenyő – aránya, ott a mutatószámok korrelációja (különös tekintettel a mellmagassági átmérő éves növedékére) gyenge, igen gyenge. Ez a laza kapcsolat még inkább jellemző az állomány idősebb korában.

A módosító tényező a táblázatok tanulsága szerint az ME index esetében hoz szignifikánsan jobb eredményt. Ennek okát a karcsúsági szám tulajdonságainak tükrében értelmezhetjük.

A karcsúsági szám alapvetően a fa egyedi (fafaji és az állományban betöltött szerepéből fakadó) tulajdonságait hivatott a kompetíció során reprezentálni. Ez a következő elemekből áll:

- a fafaji tulajdonságokból eredő karcsúság
- a felvételi időpontot megelőző kitermelések és mortalitások következtében fellépő növtér változások hatása
- termőhely jóságából következő hatás
- adott állományszerkezet hatása
- állomány korának hatása.

Mindezekből látható, hogy a karcsúsági szám, amely számos tényező hatását hivatott tükrözni a formulákban, az ME index esetében hatékony eszköznek bizonyult a versengés mutatószám értékének pontosabb meghatározásában. Az elegyes erdők versengésének pontosabb becslése megfelelő alap az elegyes, természetközeli erdők belső dinamikájának megértéséhez.

1. táblázat A Bükkös mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
Table 1. Competition indices of the sample plot Bükkös as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Bükkös/Hermesz	Mod_Lor	0,5122	Lor	0,7113
Időszak vége:	2005	Lor	0,5021	Mod_Lor	0,6665
Állomány kora:	109 év	Mod_ME	0,4303	HI	0,6084
		HI	0,4055	Mod_ME	0,5312
		ME	0,3452	ME	0,4617

2. táblázat A Házoldal mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
Table 2. Competition indices of the sample plot Házoldal as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Házoldal	Mod_Lor	0,328	Lor	0,7009
Időszak vége:	2005	Lor	0,2994	Mod_Lor	0,6516
Állomány kora:	122 év	Mod_ME	0,2746	HI	0,5598
		HI	0,2485	Mod_ME	0,5112
		ME	0,202	ME	0,452

3. táblázat A Kemping 2005 mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
Table 3. Competition indices of the sample plot Kemping 2005 as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Kemping	Mod_Lor	0,1238	Lor	0,2753
Időszak vége:	2005	Lor	0,1208	Mod_Lor	0,2394
Állomány kora:	83 év	Mod_ME	0,0634	HI	0,1392
		ME	0,0284	Mod_ME	0,1153
		HI	0,0207	ME	0,0613

4. táblázat A Kemping 1999 mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
 Table 4. Competition indices of the sample plot Kemping 1999 as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Kemping	Lor	0,2038	Lor	0,4151
Időszak vége:	1999	Mod_Lor	0,2036	Mod_Lor	0,3954
Állomány kora:	77 év	HI	0,1912	HI	0,3453
		Mod_ME	0,1762	Mod_ME	0,2702
		ME	0,113	ME	0,1532

5. táblázat A Károly-magaslati 2005 mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
 Table 5. Competition indices of the sample plot Károly-magaslati 2005 as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Károly	Mod_Lor	0,1175	Lor	0,498
Időszak vége:	2005	Mod_ME	0,1104	HI	0,4583
Állomány kora:	133 év	HI	0,1015	Mod_Lor	0,4563
		Lor	0,0959	Mod_ME	0,3389
		ME	0,0721	ME	0,2777

6. táblázat A Károly-magaslati 2000 mintaterület kompetíciós indexei a növedékadatok függvényében
 Table 6. Competition indices of the sample plot Károly-magaslati 2000 as a function of the increment data

		zd_i		zv_i	
		Kompetíciós index	determinációs együttható	Kompetíciós index	determinációs együttható
Mintaterület neve:	Károly	Mod_Lor	0,4032	HI	0,6675
Időszak vége:	2000	HI	0,3823	Lor	0,6632
Állomány kora:	128 év	Lor	0,3383	Mod_Lor	0,6353
		Mod_ME	0,3331	Mod_ME	0,4567
		ME	0,2051	ME	0,3442

Összefoglalás

A 4 mintaterület (Bükkös, Házoldal, Kemping, Károly-magaslat) versengés szemléletű vizsgálata után a kezdeti hipotézisnek megfelelően – miszerint a lombos és fenyőelegyes állományok versengési vizsgálataiban esetében lehetséges differenciálni az egyes törzsek versengésben betöltött szerepét a távolságfüggő kompetíciós mutatószámok segítségével olyan módon, hogy a mutatószám kiszámításakor fafaji-faegyedi tulajdonságokat építünk a formulába – az elvégzett számítások és az értékelés során a következő tényyszerű tapasztalatok következnek.

A mintaterületek adatai alapján igazolt, hogy az elegyes állományokban (lombos-fenyő) a faegyedekre jellemző versengésben betöltött szerep nem kiegyenlített, hanem erősen függ az elegyaránytól, ezért szükséges a fafaji sajátosságokat megjeleníteni a kompetíciós mutatószámok kifejezésekor.

A mintaterületek adatainak feldolgozását követően igazolt, hogy elegyes, egykorú állományok esetében a távolságfüggő kompetíciós mutatószámok szorosabb korrelációt mutatnak a növedék mutatószámaival, mint a nem távolságfüggő kompetíciós mutatószámok.

A mintaterületek által reprezentált állományszerkezetű erdők esetében a távolságfüggő egyszerű kompetíciós mutatószámok érzékenyebbek a növekedési paraméterek változására, mivel ezekben az esetekben a vizsgált adatok szorosabb korrelációt mutatnak.

A versenyszituáció pontosabb becslését célzandó, a rendelkezésre álló matematikai formulákba független változó került beépítésre, amely a karcsúsági számmal fejezhető ki. Számításokkal igazolt, hogy a vizsgált állományok esetében – amelyek jellemzően lombos-fenyő elegyűek – a karcsúsági szám (h/d) megfelelő módon reprezentálja az egyedek fafaji tulajdonságait, valamint állományban betöltött szerepét.

A mintaterületek által reprezentált állományszerkezetű erdők esetében az ME (MARTIN és EK 1984) kompetíciós mutatószám javasolt módosítása minden esetben szorosabb korrelációt eredményezett a kompetíciós helyzet és a növekedési mutatószámok között, különös tekintettel a mellmagassági átmérő éves növedékére vonatkozóan.

A Lorimer index (kompetíciós mutatószám) módosítása a fafaji, illetve az egyed állományon belüli szerepét reprezentáló korrekciós tényezővel nem minden esetben eredményezett szorosabb korrelációt a növekedési mutatószámokkal, így igazolt, hogy a nem távolságfüggő kompetíciós mutatószámok alkalmazása a mintaterületek által reprezentált faállományok esetében kevésbé jellemzik pontosan az állományon belüli versengési viszonyokat.

A korszerű növekedési modellek sajátja az egyedi fa alapú növekedési modellek alkalmazása a döntés előkészítés során. A bemutatott eredmények alapján indokolt a digitális modellezés során a mintaterületek által reprezentált faállományok esetében a távolságfüggő módosított ME (MARTIN és EK 1984) kompetíciós mutatószám alkalmazását a növekedés előrejelzésében.

Irodalom

- DOBBERTIN M. 2004: Forest Growth Research in Europe. The Role of Forests for Coming Generations – Philosophy and Technology for Forest Resource Management. pp. 21–30.
- GRAY L., HE F. 2009: Spatial point-pattern analysis for detecting density-dependent competition in a boreal chronosequence of Alberta, *Forest Ecology and Management*, 259: 98–106.
- HARKÖNEN S., MAKINEN A., TOKOLA T., RASINMAKI J., KALLIOVIRTA J. 2010: Evaluation of forest growth simulators with NFI permanent sample plot data from Finland, *Forest Ecology and Management* 259: 573–582.
- HEGYI F. 1974: A simulation model managing Jack-pine stands, In: FRIES J. (ed) *Growth models for tree and stand simulation*, Royal College of Forest, Stockholm, Sweden, pp. 74–90.
- LORIMER C. G. 1983: Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. *For. Ecol. Manage* 6: 343–360.
- MARTIN G.L., EK A.R. 1984: A comparison of competition measures and growth models for predicting plantation Red pine diameter and height growth. *Forest Science* 30: 731–743.
- PRETZSCH H. 2005: *Diversity and Productivity in Forests: Evidence from Long-Term Experimental Plots*, Ecological Studies, vol.176, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- ROBERTSON D., DAUME, S. 2000: A Heuristic Approach to Modelling thinnings. *Silva Fennica* 34(3): 234–249.
- VANCLAY J. K. 2006: Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed-species plantings with the Simile modelling environment. *Forest Ecology and Management* 366: 295–302.
- VÁRADI G. (szerk.) 1984: Fakitermelési műszaki irányelvek IV. Erdőnevelés, MÉM Információs központja.

INVESTIGATION ON THE COMPETITION IN MIXED FOREST STANDS

T. HORVÁTH

University of West Hungary, Faculty of Forestry,
Institute of Forest Resources Management and Rural Development
Bajcsy-Zs. Street 4. H-9400 Sopron

Keywords: mixed stands, competition, mean annual increment.

To predict the growth of mixed stands it is inevitable to have information about the competition between trees and species. Data for analyzing the competition within stands were taken from 4 sample plots (3 hectares each), covering the typical stands on the Sopron Hills, established in 1990 with the original goal of analyzing the growth conditions in this area. The designation of the plots has followed the guidelines of establishing long term growth and yield plots with a highly detailed site survey on each plot. The aim of the present work is to analyze the role and the different growth parameters of the single trees of these stands to allow us to express the different species and single tree characteristics with the help of corrected simple competition indices described in the literature. The using of slenderness as a correction parameter results adequate effect in these mixed stands.

ADATOK MAGYARORSZÁGI *THYMUS* FAJOK ELŐFORDULÁSÁHOZ ÉS MORFOLÓGIAI JELLEMZÉSÉHEZ

SIMKÓ Hella¹, SÁROSI Szilvia Z.¹, REMÉNYI Mária Lujza², PLUHÁR Zsuzsanna¹

¹Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Gyógy- és Aromanövények Tanszék,
1118 Budapest, Villányi út 29–43.

²Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Növénytani Tanszék és Soroksári Botanikus Kert,
1118 Budapest, Ménesi út 44.
hella.simko@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: *Thymus*, kakukkfű, morfológiai jellemzők, előfordulás, alapkőzet, termőhely

Összefoglalás: Régóta ismert jelenség, hogy a *Lamiaceae* családba tartozó kakukkfűvek (*Thymus* spp.) könnyen hibridizálódnak egymással. Adott populáción belül eltérő alak-változatok is jelen lehetnek, továbbá különféle illóolaj-összetétellel rendelkező kakukkfű populációk egy termőhelyen való előfordulásáról is beszámoltak (LOZIÉNE 2006, RADONIĆ et al. 2008). Megfigyeléseink ezen tényekkel nagyrészt egybehangzóak. Célunk volt, hogy a vizsgált vadkakukkfű populációk kémiai diverzitása mellett felmérjük azok morfológiai változatosságát. A vizsgált populációk termőhelyei a következő tájegységekhez tartoztak: Bakony, Balaton-felvidék, Budai-hegység, Bükk, Cserehát, Gerecse, Gödöllői-dombság, Mátra, Pilis, Somogyi-dombság, Velencei-hegység, Vértes, Visegrádi-hegység és Zempléni-hegység. A 39 termőhelyen történt felvételezéseink során igazoltuk, hogy a *T. glabrescens*, Willd. és a *T. pannonicus*, All. ruderalis termőhelyeken is előfordul, kozmopolita, tágtűrűsű, pionír növényfajok, melyek a termőhelyek alapkőzetének és talajjellemzőinek széles variációit is tolerálják. Megállapítottuk továbbá, hogy a citromolajos kemotaxon megjelenése nemcsak a *T. pulegioides*-nél gyakori, hanem a *T. pannonicus*-nál is, míg a *T. glabrescens*-nél – a szakirodalommal egyezően – nem jellemző (SIMON 2000). A feldolgozott herbáriumi anyag alapján bebizonyosodott, hogy a legnagyobb morfológiai variabilitást a *T. glabrescens* és a *T. pannonicus* mutatja. A magas kakukkfű levélhosszúság/levélszélesség aránya (1,25–7,00) igen változatosnak adódott, ami azt jelzi, hogy igen heterogén alakú levelei lehetnek, de többnyire a lándzsás levéllemez a jellemző. Megállapítottuk, hogy a *T. glabrescens* és a *T. pannonicus* is pompázhat a még le nem írt virágzárakban is. A szakirodalom adatait kiegészítve igazoltuk, hogy a *T. pulegioides* egyedek nemcsak a szárleveleken lehetnek szőrösök, hanem 2–2 szemben lévő oldalán alternálva és a szár minden oldalán egyaránt. A levélzet általában mindhárom fajnál a teljes száron oszlik meg, kivétel a magas kakukkfű, ahol több populációban csak a szár felső részére összpontosult. A levélzet sűrűsége a magas és közönséges kakukkfűnél sűrűnek, vagy közepesnek adódott, míg a hegyi kakukkfűnél a ritka és a közepes levélsűrűség volt jellemző. A *T. pannonicus*-nál az egyes virágörvök között általában sűrűn fedőszőrös, fehér-selymes volt a szár, míg ez kevésbé volt jellemző a *T. glabrescens* és a *T. pulegioides* egyedeinél.

Bevezetés

A kakukkfűvek a *Lamiaceae* családba tartozó félcserjék (Ch) négyélű szárral, keresztben átellenes állású levelekkel és álörvökből összetett álfüzér virágzattal. A virágzatban forrt csészét és pártát találunk. Négy makkocskatermést képeznek. Meddő és virágzó hajtásuk megjelenése igen változatos.

Hazánkban öt őshonos *Thymus* gyűjtőfaj fordul elő: a *T. serpyllum*, L. a *T. glabrescens*, Willd., a *T. pannonicus*, All., a *T. praecox*, Opiz és a *T. pulegioides*, L. (SIMON 2000). A kakukkfűvek rendszerezésével több kutató is foglalkozott (GUSULEAC 1961, JALAS 1972, SIMON 2000) akik megjegyezték, hogy a kakukkfű taxonok között gyakori a hibridizáció és a nemzetségre jellemző a poliploidia (MÁRTONFI et al. 1996, MORALES 2002), melyek miatt a taxonok rendszertani besorolása nem egységes és vitatott volt (MÁRTONFI 1997). A kakukkfűvek diverzitása nemcsak a kemovariánsok hatóanyagaiban jelenik meg (VERNET et al. 1986,

MEWES et al. 2008, PLUHÁR et al. 2008), hanem a vadkakukkfű taxonok makromorfológiai tulajdonságaiban (LOZIENE et al. 2005, LOZIENE 2006), valamint mirigyszőrtípusaik változatosságában és szervi megoszlásukban is (YAMAURA et al. 1992, BERCIU et al. 2008).

Munkánk során célul tűztük ki, hogy a gyógyászati szempontból (magas illóolaj- és timoltartalom) perspektivikus *Thymus pannonicus*, *T. glabrescens* és *T. pulegioides* fajok előfordulási viszonyai és makromorfológiai leírásához újabb adatokkal járuljunk hozzá.

Anyag és módszer

A magas kakukkfű 18 (1. táblázat), a közönséges kakukkfű 15 (2. táblázat), míg a hegyi kakukkfű 6 populációját vizsgáltuk (3. táblázat) a következő tájegységekből származó 39 termőhelyen: Bakony, Balaton-felvidék, Budai-hegység, Bükk, Cserehát, Gerecse, Gödöllői-dombság, Mátra, Pilis, Somogyi-dombság, Velencei-hegység, Vértes, Visegrádi-hegység, Zempléni-hegység. Mivel az illóolaj paramétereket és a morfológiai jellemzőket az élőhelyi adottságok is befolyásolják (LOZIENE 2006, PLUHÁR et al. 2011), a lehető legszélesebb körben vizsgáltunk, a legkülönbözőbb termőhelyeken és alapköze-
teken felvételeztünk, hogy minél reprezentatívabb legyen a mintavétel.

A növénymintákat természetes élőhelyükről gyűjtöttük be fajonként, a jellemző virágzási időkben, a *T. pannonicus* esetében májustól-októberig, a *T. glabrescens* esetében májustól-augusztusig és a *T. pulegioides* esetében júliustól-októberig. Három teljes virágzásban lévő hajtást választottunk le, melyekből herbáriumot készítettünk és azokat dolgoztuk fel. A herbáriumi példányok makromorfológiai vizsgálatát BMS 143 Digital Zoom típusú sztereomikroszkóppal végeztük (Art Nr. 74959) a kakukkfűekre kidolgozott saját, illetve nemzetközi deskriptorlista alapján (BARATA et al. 2011). Először a növény általános habitusáról, magasságáról (mm), hajtásainak minőségéről tettünk feljegyzéseket. Utána következett külön a szár jellemzőinek leírása, melyben benne foglaltatott a szár hossza (mm), vastagsága (<3 mm: vékony; 3–4,5 mm: közepesen vastag; >4,5 mm: vastag), a levelek megoszlása a száron (az internódiumok hossza szerint: (4)–10mm: sűrű; 11–20mm: közepes, 21–(36) mm: ritka), a szár szőrözöttsége valamint a virágzat elhelyezkedése a száron. Ezek után felvételeztük az álörvökből összetett füzérvirágzat jellemzőit, így a virágok sűrűségét, a virágzat hosszát (mm) és a virágzat formáját. A levelek részletes leírásakor megfigyeltük a levéllemez és a levélcsúcs formáját, a levelek fedőszőrökkel és mirigyszőrökkel való borítottságát, a levél állagát, ízesülését és megállapítottuk a levéllemez hosszát és szélességét (mm), valamint a levél színét. A levéllemez szélessége a legszélesebb középső részre vonatkozik. Ezután következett a murvalevelek részletes elemzése, mely magában foglalta a murvalevelek hasonlóságának mértékét a szárlevelekhez, azok állagát, színét, szőrözöttségét, a murvalevelek sűrűségét, hosszát és formáját. Ezután a füzérvirágzatból egy ajakos virág részletes leírására került sor, ahol kitértünk a virághosszra, a virág színére, a csésze szőrözöttségére, a csészefogak megjelenésére, csúcsára, szélére és színére.

Az illóolaj-tartalom meghatározásához Clevenger-féle vízgőzdesztilláló-készüléket alkalmaztunk a Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Gyógy- és Aromanövények Tanszék Laboratóriumában, illetve az egyes illóolaj-komponensek meghatározása Gázkromatográf-tömegspektrométer (Agilent Technologies 6890 N GC/HP5-MS) műszerrel történt.

1. táblázat A *Thymus pannonicus* populációk előfordulási tájegységei, termőhelyei, azok alapkőzete, valamint a vizsgált minták fontosabb deskriptorai

Table 1. Region, habitat, base-rocks and the main descriptors of different *Thymus pannonicus* populations investigated

<i>Thymus pannonicus</i>					
Tájegység	Termőhely	Alapkőzet	Levélzet sűrűsége	Virágzat formája	Párta színe
Balaton- felvidék	Tapolca, Tapolcai-medence	mészkő	sűrű	megnyúlt, hosszúkás	-
	Balatonarács, Koloska-völgy		ritka	gömbölyded	világos- ibolya
Bakony	Szóc, legeltetett rét	mészkő	sűrű	fejecskeszzerű	világos- ibolya
	Fenyőfő, Ősfenyves	meszes homok	közepes	hengeres	fehéres
	Öskü, Péti-hegy	dolomit	közepes	fejecskeszzerű	-
Budai- hegység	Budaörs, Odvas-hegy	dolomit	közepes	gömbölyded	rózsaszín
	Budapest, Újlaki-hegy	dachsteini mészkő		fejecskeszzerű	-
	Budapest, Vörös-kővár	hárshegyi homokkő		megszakított hosszúkás-hengeres	mély- rózsaszín
Bükk	Mónosbél, Szappanos-hegy	agyagpala	közepes	megszakított hosszúkás	-
Cserhát	Szendrő, Szendrői-hegység	mészkő	közepes	hengeres	-
	Rakacaszend, Szendrői-hegység	márvány		megnyúlt, hosszúkás	-
Gerecse	Tardosbánya	dachsteini mészkő	közepes	megszakított hosszúkás-hengeres	-
Pilis	Dorog, Strázsa-hegy	homokos- lősz	közepes	fejecskeszzerű	-
	Pilisszántó, Pilis-hegy	dolomit			világos- ibolya
Somogyi- dombság	Köröshegy	homokos- lősz	ritka	hengeres	világos- ibolya
Vértes	Várgesztes, Som-hegy	dachsteini mészkő	közepes	megnyúlt, hosszúkás	rózsaszín
Visegrádi hegység	Visegrád, bobbálya mellett	andezit	ritka	hengeres	rózsaszín
Zempléni- hegység	Vágáshuta, útmenti gye	bádeni andezit	közepes	megszakított hosszúkás-hengeres	mély- rózsaszín

2. táblázat A *Thymus glabrescens* populációk előfordulási tájegységei, termőhelyei, azok alapkőzete, valamint a vizsgált minták fontosabb deskriptorai

Table 2. Region, habitat, base-rocks and the main descriptors of different *Thymus glabrescens* populations investigated

<i>Thymus glabrescens</i>					
Tájegység	Termőhely	Alapkőzet	Levélzet sűrűsége	Levélszél szőrözöttsége	Virágzat hossza (mm)
Balaton- felvidék	Szentbékálla, Kő-hegy	pannon ho- mokkő	sűrű	csak a levélalagnál szőrös	15-24
Bakony	Litér, Mogyorós-hegy,	dolomit	közepes	csak a levélalagnál szőrös	10-12
	Öskü, Péti-hegy	dolomit	ritka	a levéllemez közepéig szőrös	22
	Csesznek, Várhegy	dachsteini mészkö	közepes	csak a levélalagnál szőrös	9-18
Budai- hegység	Budapest, Újlaki-hegy	dachsteini mészkö	sűrű	csak a levélalagnál szőrös	-
	Érd, Fundoklia-völgy	mészkö	közepes	a levéllemez közepéig szőrös	13-54
	Diósd, Tétényi-fennsík	szarmata mészkö	ritka	a levéllemez végig szőrös	8
	Pilisszentiván, Fekete-hegy	dolomit	ritka	csak a levélalagnál szőrös	22
	Pesthidegkút, Kálvária-hegy	dolomit	közepes	csak a levélalagnál szőrös	20
Bükk	Szarvaskő, Várhegy	agyagpala törmelék	közepes	csak a levélalagnál szőrös	8
Gödöllői- dombság	Fót, Somlyó-hegy	édesvízi mészkö	közepes	a levéllemez közepéig szőrös	14
Mátra	Pásztó, Somos-bérc	andezit	sűrű	csak a levélalagnál szőrös	43
Velencei- hegység	Pákozd, Ingó-kövek	gránit	közepes	csak a levélalagnál szőrös	24-30
Vértes	Várgesztes, Som-hegy	dachsteini mészkö	közepes	csak a levélalagnál szőrös	20
Zempléni- hegység	Regéc, útmenti gyp	pannon riolit	ritka	csak a levélalagnál szőrös	30

3. táblázat A *Thymus pulegioides* populációk előfordulási tájegységei, termőhelyei, azok alapkőzete, valamint a vizsgált minták fontosabb deskriptorai

Table 3. Region, habitat, base-rocks and the main descriptors of different *Thymus pulegioides* populations investigated

<i>Thymus pulegioides</i>					
Tájegység	Termőhely	Alapkőzet	Szőrözöttség típusa a száron	Levéllemez formája	Virágzat formája
Balaton-felvidék	Zalaszentő, rét	patakparti hordalék	csak az éleken (<i>goniotrich</i>)	tojásdad	téglalap-kúpos
	Szentbékáll, Kő-hegy	pannon homokkő	mindegyik oldalon (<i>holotrich</i>)	tojásdad	hengeres
Bükk	Cserépváralja, kaptárkövek	riolittufa	mindegyik oldalon (<i>holotrich</i>)	tojásdad-lándzsás	-
Mátra	Mátrakeresztes, Nagy-rétek	andezit	csak az éleken (<i>goniotrich</i>)	tojásdad	gömbölyded
Visegrádi-hegység	Dömös, Vadálló-kövek	andezit	mindegyik oldalon (<i>holotrich</i>)	tojásdad-lándzsás	megnyúlt-hosszúak
Zempléni-hegység	Vágáshuta, útmenti gyepek	bádeni andezit	alternálva (<i>allelotrich</i>)	lándzsás-tojásdad	megszaktított hosszúak-hengeres

Eredmények

A *Thymus pannonicus* makromorfológiai variabilitása

A *Thymus pannonicus* az egyik legszélesebb körben előforduló kakukkfű fajunk. 18 kárpát-medencei termőhelyről gyűjtöttünk mintát populációiból. Vizsgálataink szerint a legnagyobb morfológiai variabilitást a *T. pannonicus* minták mutatták a *T. glabrescens* mintákkal egyetemben. Megállapítottuk, hogy a *T. pannonicus* felálló hajtásai 1,8–22,0 cm magasságot érhetnek el (4. táblázat). A fedőszőrök minden populációnál a szár mind a négy oldalán jelen voltak. A változatos hosszúságú (8–89 mm) virágzat a szár felső felén, egyharmadán és végén is előfordulhat. Benne a virágzatok sűrű (pl. Tapolca, Vágáshuta, Kőröshegy), ritka (pl. Szóc), de általában közepes sűrűségűek. Virágzatának alakja igen variábilis, hengeres, megszakított, hosszúak, gömbölyded vagy fejecskeszerű is lehet. Lándzsás-elliptikus, lándzsás, illetve téglalap-elliptikus levelei általában hegyesedő levélsúcsúak és fűszerű állagúak. A levéllemez hossza 5–17 mm-ig, míg szélessége 2–4 mm-ig terjedt. A levélhosszúság/szélesség arány 1,25–7,00-ig változott (4. táblázat). Levelei ülnek a száron, de lehetnek rövid nyelűek is. A levél ritkán szőrözött (pl. Rakacaszend) és a levélszél általában az alpnál szőrös. A rakacaszendi populáció esetében ettől eltérően a levél széle egészen a levélsúcsig szőrös volt. A virágzatban – a szakirodalommal egyezően – a murvalevelek legtöbbször többé-kevésbé hasonlóak a szárlevelekhez, az odvas-hegyi populációnál (Budaörs) viszont nem. A túlnyomórészt fűszerű állagú, zöld színű murvalevelek általában ritka, gyér megjelenésűek voltak, kivételt jelentettek

ez alól az ösküi és vágáshutai minták, ahol inkább pikkelyszerűen egymásra borultak. Egyetlen populációnak voltak lilás murvalevelei (Szóc). A murvalevelek széle minden esetben szőrös volt, egy populáció kivételével (Pilisszántó). A virágok hossza 0,3–0,6 cm között változott. A csészeecső hossza e fajnál mutatta a legnagyobb változatosságot: vagy ugyanolyan hosszú volt, mint az ajkak, vagy határozottan rövidebb volt annál. A csészelevélfog széleit szőrösnek találtuk minden esetben és egy kivétellel a csészelevélfog szőrei hosszabbak voltak a csészelevél szélességénél. A csészelevelek színe is igen variábilisnak tekinthető: széle és csúcsa is barnásvöröses, vagy lila, illetve zöld színűnek adódott.

Az illóolajösszetétel elemzések alapján feltártuk, hogy a vadontermő *T. pannonicus* egyedeknél is gyakori a citromolajos kemotípus jelenléte, azaz illóolajukban gyakori a linalool, linalil-acetát, geraniol, geranil-acetát komponensek megjelenése.

***A Thymus glabrescens* makromorfológiai variabilitása**

15 hazai, természetes előfordulású közönséges kakukkfű populáció makromorfológiai sajátosságait vizsgáltuk meg (4. táblázat). A főképp felálló hajtással rendelkező közönséges kakukkfű egyedek magassága 1,3–18,0 cm-ig terjedt. Két populáció esetében a levelek a szár felső részén voltak megtalálhatóak (Diósd: Tétényi-fennsík és Pásztó: Somos-bérc), míg az összes többinél a teljes száron oszlottak el. A száron többnyire rövid szőrök voltak a jellemzők, egy esetben hosszú (Regéc), két populáció esetében pedig egymáshoz képest vegyes hosszúságú fedőszőröket találtunk rajtuk (Csesznek és Szarvaskő). Minden vizsgált *T. glabrescens* populációnál a szár minden oldalán találtunk fedőszőröket. Túlnyomóan a szár végén hozták virágzatukat, mely általában sűrű elhelyezkedésű virágokból állt. A virágzatok hossza 8–54 mm-ig terjedt, melynek alakja legtöbbször gömbölyded (Pilisszentiván, Csesznek, Szarvaskő, Tétényi-fennsík, Somlyó-hegy) vagy bunkós fejecskeszerű (Som-hegy, Mogyorós-hegy, Péti-hegy, Fundoklia-völgy) volt, de előfordult hengeresebb is. Levéllemeze túlnyomóan lándzsás-elliptikus vagy tojásdad alakú, míg a levél csúcsa tompa vagy hegyesedő volt. A levéllemez szélessége 2–5 mm-ig, míg hosszúsága 6–19 mm-ig terjedt (4. táblázat). A levélhosszúság/-szélesség arány 2,0 és 5,5 között változott. A virágzatban a murvalevelek többnyire hasonlítottak a szárlevelekhez, két populáció kivételével (Tétényi-fennsík, Szarvaskő). Három populációtól eltekintve (Péti-hegy, Mogyorós-hegy, Pákozd) a fűszerű, zöld-halványzöld színű murvalevelek rika-gyér megjelenésűek voltak. A csésze minden esetben szőrözött, a csészefogak szőrei pedig általában hosszabbak voltak a csészelevélfog szélességénél. A csészefogak szélei és csúcsai is általában barnás-vörösesnek mutatkoztak, de előfordult a halványzöld (Mogyorós-hegy, Csesznek, Kálvária-hegy, Regéc) és a teljesen barnás-vöröses színezettség (Tétényi-fennsík) is.

***A Thymus pulegioides* makromorfológiai variabilitása**

A hegyi kakukkfű 6 populációját értékeltük a deszkriptorlista (BARATA et al. 2011) alapján. Megállapítottuk, hogy a hegyi kakukkfű (*T. pulegioides*) túlnyomóan felálló hajtással rendelkezik, a hajtásai magassága 4–24 cm-ig terjedt (4. táblázat). A *Thymus pulegioides* egyedek a szár felső felén (pl. Mátrakeresztes, illetve Vadálló-kövek), vagy felső kétharmadán képezték virágzatukat, míg két populációnál (Szentbékáll és Vágáshuta) csak a szár végén virágoztak. A teljes virágzat sűrűsége közepes, vagy sűrű, hossza pedig 6–81 mm között változott. A levelek széle minden esetben ép volt, formája pedig tojásdad, de előfordult lándzsás-tojásdad és tojásdad-lándzsás is. A levelek felszínére

4. táblázat A vizsgált *Thymus pannonicus*, *Thymus glabrescens* és *Thymus pulegioides* minták legfontosabb morfológiai adatai
 Table 4. The most important morphological data of *Thymus pannonicus*, *Thymus glabrescens* and *Thymus pulegioides* samples examined

Vizsgált morfológiai tulajdonságok	Statistikai mutatók		
deskriptor (mértékegység)	minimum érték	maximum érték	átlag érték
<i>Thymus pannonicus</i>			
Növény magassága (mm)	65,0	220,0	119,5
Füžérvirágzat hossza (mm)	5,0	89,0	28,3
A szár középső részén lévő levél hossza (levélnyél + levéllemez, mm)	8,0	19,0	13,5
Levéllemez szélessége (mm)	2,0	4,0	2,7
Levéllemez hossza (mm)	5,0	17,0	12,5
Levélhosszúság/levél szélesség (arány)	1,25	8,0	5,0
<i>Thymus glabrescens</i>			
Növény magassága (mm)	13,0	180,0	94,1
Füžérvirágzat hossza (mm)	8,0	54,0	20,8
A szár középső részén lévő levél hossza (levélnyél + levéllemez, mm)	7,0	22,0	12,1
Levéllemez szélessége (mm)	2,0	5,0	3,1
Levéllemez hossza (mm)	6,0	19,0	10,2
Levélhosszúság/levél szélesség (arány)	2,0	5,6	3,4
<i>Thymus pulegioides</i>			
Növény magassága (mm)	40,0	230,0	160,0
Füžérvirágzat hossza (mm)	6,0	81,0	35,6
A szár középső részén lévő levél hossza (levélnyél + levéllemez, mm)	9,0	16,0	13,7
Levéllemez szélessége (mm)	4,0	6,0	4,5
Levéllemez hossza (mm)	8,0	14,0	11,8
Levélhosszúság/levél szélesség (arány)	1,8	4,7	2,8

nem jellemző a fedőszőrökkel való borítottság. A mirigyszőrök vagy sűrűn (Zalasántó, Cserépváralja, Vágáshuta) vagy elszórtan, ritkábban (Szentbékállá, Vadálló-kövek, Mátrakeresztes) fordultak elő a levél felületén. A levél állaga enyhén bőrszerű, inkább fűszerű volt, a levéllemez pedig leggyakrabban levélnyéllal kapcsolódott a szárhoz, ez

alól egy populáció képzett kivételt (Mátrakeresztes), ahol majdnem ülő levelet találtunk. A levéllemez hossza 8,0–14,0 mm-ig, szélessége pedig 3,5–6,0 mm-ig terjedt. A levéllemez hosszának és szélességének aránya a vizsgált mintákban 1,8–4,7-ig változott (4. táblázat). Virágzatának alakja igen változatos volt, a gömbölydedtől (pl. Mátrakeresztes) kezdve, a megszakított hengeres (pl. Vágáshuta), hengeres (pl. Szentbékáll) és téglalap-kúpos (pl. Zalasántó) formájúig terjedt. A *Thymus pulegioides* minták esetében a fűszerű állagú, zöld-halványzöld színű murvalevelek ritka eloszlásúak voltak és többé-kevésbé hasonlítottak a szárlevelekhez (tojásdad-téglalap, tojásdad). A murvalevelek meghaladták a virágörvök szélességét. A szőrözött csésze esetében a csészfog mindig rövidebb volt, mint az ajkak, a csészfogak széleinek szőrei pedig általában hosszabbak voltak a csészfog szélességénél. A csészfogak szélei és csúcsai is barnásvörösesek voltak.

Eredmények megvitatása

A vizsgált kakukkfűfajok előfordulása különböző élőhelyeken

A vizsgált *Thymus* populációk változatos élőhelyeken és alapközeteken fordultak elő (1–3. táblázat). Adataink az alapközeti előfordulást illetően kiegészítő jellegűek, illetve újak az eddigi szakirodalomban közöltekhez képest, (MÁRTONFI et al. 1996, Soó 1969). Arsenijavić és munkatársai a *T. pannonicus*-t leírták még gneiszen kialakult növénytársulásokból is (ARSENIJAVIĆ et al. 2011). Megállapítottuk azonban, hogy a *T. glabrescens*-sel együtt populációi inkább a meszes alapközetű talajokat részesítik előnyben.

A *Thymus pannonicus* makromorfológiai variabilitása

A *T. pannonicus* mintáknál mért növénymagasság megegyezik az korábbiakban leírtakkal (–25 cm) (JALAS 1972, SIMON 2000). A növényhatározóban foglaltakkal (KIRÁLY 2009) egybehangzik, hogy a vizsgált *T. pannonicus* egyedek minden populációnál felemelkedő habitussal bírtak. A fedőszőrök minden populációnál – az eddigi szakirodalommal egyezően (GUSULEAC 1961, SIMON 2000) – a szár mind a négy oldalán jelen voltak. A *T. pannonicus* minták levélzetének sűrűsége – mely határozóbélyegről a növényhatározók (GUSULEAC 1961, SIMON 2000, KIRÁLY 2009) nem tesznek említést – a legváltozékonyabb a vizsgált vadkakukkfűvek között, túlyomóan közepes, de ritka és sűrű eloszlású is lehet. Szárának vastagsága inkább vékony (<3 mm) és közepes (3–4,5 mm). A levelek leggyakrabban a teljes száron, vagy annak felső részén oszlanak meg, mely utóbbi új az eddigi szakirodalomhoz képest. Túlnyomórészt rövid fedőszőrök láthatóak a száron, de előfordulnak vegyes szőrök (Öskü: Péti-hegy, Kőröshegy és Vágáshuta) és hosszú fedőszőrökkel való borítottság is (Várgesztes: Som-hegy), melyek kiegészítő adatok. A levéllemez hosszúság (5–17 mm) és szélesség (2–4 mm) adatok kiegészítik a növényhatározók (SIMON 2000, KIRÁLY 2009) által összefoglalt jellemzőket. Az elliptikus-lándzsás, tojásdad-lándzsás, vagy lándzsás alakú murvalevelek mindig túlnyúltak a virágörvökön, mely adat újnak tekinthető. Az ép szélű murvalevelek csak a levélalapnál voltak szőrösek és csúcsuk tompa vagy hegyesedő alakot vett fel. Megállapítottuk, hogy a virágok lehetnek világos ibolya, rózsaszín, mélyrózsaszín (Budapest: Vörös-kővár és Vágáshuta) vagy fehér (Fenyőfő) színűek. A fenyőfői mintánál azt is megfigyeltük, hogy egy tövön többféle virágzati forma is kifejlődhet. Az egyes virágörvök között általában sűrűn fedőszőrös („fehér”) volt a szár (Balatonarács: Koloska-völgy, Visegrád,

Pilisszántó, Vágáshuta). Ez utóbbi megfigyeléseink újnak tekinthetők a szakirodalomban eddig leírtakhoz képest (SIMON 2000, KIRÁLY 2009). E deskriptort azonban DAIĆ-STEVANOVIĆ et al. (2004) nem ajánlják taxonómiai elkülönítésre, mivel erősen termőhely- és környezetfüggő, hogy milyen mértékű a fedőszőrök kialakulása a kakukkfűveknél.

***A Thymus glabrescens* makromorfológiai variabilitása**

A vizsgált *T. glabrescens* herbáriumi példányok igen heterogén morfológiai jellemzőkkel bírtak, csakúgy, mint JALAS és KALEVA (1970) munkáiban. A *T. glabrescens* minták magassága (1,3–18 cm) a növényhatározóban (SIMON 2000) leírtakhoz képest (5–15 cm) tágabb intervallumot jelez. A növényhatározóval ellentétben (KIRÁLY 2009) a *T. glabrescens* nem minden példánya felálló, felemelkedő habitussal rendelkezik, gyakori a földhöz simuló, elterülő, erősen legyökerező hajtásrendszer is. Ritka, közepes és sűrű levélzet is előfordult. Szárának vastagsága túlnyomó részt közepesnek (3–4,5 mm) adódott, egy populációnál volt csak vastag (>4,5 mm, Regéc). Minden vizsgált *T. glabrescens* populációnál a szakirodalommal (GUSULEAC 1961, SIMON 2000, KIRÁLY 2009) egyezően, a szár minden oldalán találtunk fedőszőröket. A virágzatok hossza (8–54 mm) új adatnak tekinthető az eddigi szakirodalomra vonatkozóan. Az újlaki-hegyi, diósi és regéci minták esetében a levél színe és fonáka is erősen molyhos szőrűnek mutatkozott. A többi populáció esetében nem volt erős a szőrözöttség, míg a mirigyszőrök sűrűsége variábilisnak tekinthető. Túlnyomórészt rövid nyéllel rendelkeznek a szárlevelei, melynek széle, a szakirodalommal összhangban (GUSULEAC 1961, SIMON 2000, KIRÁLY 2009) csak a levélalapnál szőrös. A levéllemez szélessége és hosszúsága tágabb tartományt jelez, mint a növényhatározóban foglaltak (SIMON 2000, KIRÁLY 2009), míg a levél alakja meg egyezik az eddig feltárakkal. A tojásdad-elliptikus, lándzsás és tojásdad alakú murvalevek meghaladták a virágörvök szélességét, ettől csak az érdi minta tért el. A 3–8 mm hosszú virágok igen változó, rózsaszín, sötét rózsaszín és világos ibolya színűek voltak. A *T. glabrescens* is pompázhat a még le nem írt virágzínekben is. A szarvaskői, cseszneki és szentbékállai minták esetében a virágörvök között sűrűn pehelyszőrös volt a szár, míg a többi esetben a szárral azonos szőrözöttségűnek találtuk. A szarvaskői és cseszneki példányok esetében a pártá is sűrűn fedőszőrösnek mutatkozott, mely morfológiai jellemző új a szakirodalomra nézve (JALAS 1972, SIMON 2000, KIRÁLY 2009).

***A Thymus pulegioides* makromorfológiai variabilitása**

A *T. pulegioides* hajtások magasság intervalluma (4–24 cm-ig) kiegészíti a KIRÁLY (2009)-féle növényhatározóban megtalálható 5–30 cm-es nagyságrendet. Lengyel kutatók korábban 18–28 cm hosszúságú hajtásairól számoltak be (WĘGLARZ et al. 2009). Levélzetének sűrűsége általában közepes volt, de a ritka levéleloszlás is gyakran előfordult. A vastag (>4,5 mm) vagy közepes vastagságú (3–4,5 mm) száron a levelek minden populációnál a teljes száron oszlottak el. A szárra túlnyomóan a rövid fedőszőrök voltak jellemzőek, de egy populációnál vegyes méretű szőrök is előfordultak (Vágáshuta). A szőrözöttség típusa a száron igen változónak bizonyult az eddigi szakirodalommal (SIMON 2000, KIRÁLY 2009) ellentétben. A zalaszántói és mátrakeresztesi minták esetében csak az éleken fordult elő szőrözöttség (*goniotrich*), míg a vágáshutai populáció egyedei internódi-umonként alternáló szárszőrözöttséget (*allelotrich*) mutattak, addig a fennmaradó három populációnál (Szentbékállá, Vadálló-kövek, Cserépváralja) mindegyik oldalon (*holotrich*) szőrös szárat találtunk, melyek közül az utóbbi két típus új adatnak számít (SIMON

2000, KIRÁLY 2009). A teljes virágzat hossza (6–81 mm) új adatnak minősíthető. Az általunk leírt változatos füzérvirágzat alakok részben megegyeznek a szakirodalmakban foglaltakkal (SIMON 2000, KIRÁLY 2009). A levelek felszínére nem jellemző a fedőszőrökkel való borítottság, mely megegyezik a lengyelországi megfigyelésekkel (WEGLARZ 2009). A növényhatározóval (SIMON 2000) egybehangzóan a levélalapnál a levélszél minden esetben szőrözöttséget mutatott, illetve a levélalak is azonosnak tekinthető a már leírtakkal. A levélhosszúság (8,0–14,0 mm) és levélszélesség (3,5–6,0 mm) adatok csak részben egyeznek az eddig leírtakkal (SIMON 2000, KIRÁLY 2009). Az egyes virágzatokban a rózsaszín ajakos virágok hossza 3–6 mm-ig terjedt, mely megegyezik a növényhatározó (SIMON 2000) által közöltekkel. A vágáshutai populációnál a virágörvök között sűrűn fedőszőrös volt a szár, mint a szár alsóbb részein. Adataink részben megegyeznek, de egyes esetekben jelentősebb diverzitásra utalnak a szakirodalomban leírtakkal (JALAS 1972, SIMON 2000).

Köszönetnyilvánítás

Kutatásainkat az OTKA. F45333, illetve a TÁMOP 4.2.1./B-09/01/KMR-2010-005 és a TÁMOP 4.2.2./B-10.1 2010–0023 pályázatok támogatták. Munkánkhoz segítséget nyújtott a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatói Ösztöndíj (2008–2011) is. Köszönet Dr. Benedek Zsuzsannának és Dr. Udvarhelyi Pálnak, Ruttner Klárának és Török Brigittának az illóolaj-kivonásért, valamint Gáspár Lászlónak, Kun Róbertnek, Marton Balázsnak, Pintér Adriennek, Simkó Annának, Simkó Gábornak és Simkó Gábornénak, akik a mintavételezésnél nyújtottak segítséget.

Irodalom

- ARSENJAVIĆ J., RAŽIĆ S., MAKSIMOVIĆ Z., ĐOGO S. 2011: Trace elements in aerial parts and rhizosphere of *Thymus pannonicus* All. Central European Journal of Biology 6(4): 616–623.
- BARATA A. M., BETTENCOURT E., LOPES V., ROCHA F. 2011: Draft descriptor list *Thymus serpyllum*, L. ECPGR. Working Group on Medicinal and Aromatic Plants. Bioversity International. Rome, Italy. 2011 November.
- BERCIU I., TOMA C. 2008: Histo-anatomical aspects referring to the vegetative organs of two subspecies of *Thymus pannonicus*. Scientific Annals of Alexandru Ioan Cuza University of Iasi. New Series. Section 2. Vegetal Biology. pp. 6–21.
- DAJIĆ-STEVANOVIĆ Z., ŠOŠTARIĆ I., AČIĆ S., RANČIĆ D. 2004: Leaf glands of the species *Thymus pannonicus* collected in Serbia. 3rd Conference on Medicinal and Aromatic Plants of Southeast European Countries. p. 42.
- GUSULEAC M. 1961: *Thymus*. In: Flora Republici Populare Romane. VIII. Ed. Acad. RDR. Bucuresti, pp. 306–334.
- JALAS J., KALEVA K. 1970: Supraspecifische Gliederung und Verbreitungstypen in der Gattung *Thymus* L. (*Labiatae*). Feddes Repertorium 81(1–5): 93–106.
- JALAS 1972: *Thymus* L. In: Tutin T. G. et al. szerk.: *Flora Europaea* 3. Cambridge. Cambridge University Press. pp. 172–182.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új Magyar Fűvészkönyv, Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő.
- LOZIÉNE K. 2006: Instability of morphological features used for classification of *Thymus pulegioides* infraspecific taxa. Acta Botanica Hungarica 48(3–4): 345–360.
- LOZIÉNE K., VENSKUTONIS P. R. 2005: Influence of environmental and genetic factors on the stability of essential oil composition of *Thymus pulegioides*. Biochemical Systematics and Ecology (33): 517–525.
- MÁRTONFI P. 1997: Nomenclatural survey of the genus *Thymus* sect. *Serpyllum* from Carpathians and Pannonia. Thaiszia (7): 111–181.

- MÁRTONFI P., GREJTOVSKY A., REPCÁK M. 1996: Soil chemistry of *Thymus* species stands in Carpathians and Pannonia. *Thaiszia* 6: 39–48.
- MÁRTONFI P., MÁRTONFIOVÁ L. 1996: *Thymus* chromosome numbers from Carpathians and Pannonia. *Thaiszia* (6): 25–38.
- MEWES S., KRÜGER H., PANK F. 2008: Physiological, morphological, chemical and genomic diversities of different origins of thyme (*Thymus vulgaris* L.). *Genetic Resources and Crop Evolution* 55: 1303–1311.
- MORALES R. 2002: The history, botany and taxonomy of the genus *Thymus*. In.: *Thyme, The genus Thymus, Medicinal and aromatic plants – Industrial profiles*. Editors: Stahl-Biskup E. & Sáez F.. Taylor & Francis, London, pp. 1–42.
- PLUHÁR ZS., SÁROSI SZ., NOVÁK I., PINTÉR A., KISS U., SZABÓ E. 2007: A *Thymus pulegioides* L. (hegyi kakukkfű) hazai populációinak előfordulási viszonyai és drogminősége. Lippay János-Ormos Imre-Vas Károly Tudományos Ülésszak. 2007. november 7–8., Budapest, Összefoglalók, pp. 108.
- PLUHÁR ZS., SIMKÓ H., SÁROSI SZ. 2011: Őshonos kakukkfű (*Thymus* spp.) populációk termőhelyein előforduló talajok értékelése. 12. Magyar Magnézium Szimpózium. Budapest. Absztrakt könyv, pp. 33–34.
- RADONIĆ A., MASTELIĆ J. 2008: Essential oil and glycosidically bound volatiles of *Thymus pulegioides* L. growing wild in Croatia. *Croatia Chemica Acta* 81(4): 599–606.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója, Harasztok-virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOÓ R. 1969: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve III., Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 113–126.
- YAMAURA T., TANAKA S., TABATA M. 1992: Localization of the biosynthesis and accumulation of monoterpenoids in glandular trichomes of thyme. *Planta Medica* 58: 153–158.
- VERNET PH., GOUYON P.H., VALDEYRON G. 1986: Genetic control of oil content in *Thymus vulgaris* L.: a case of polymorphism in a biosynthetic chain. *Genetica* 69: 227–231.
- WĘGLARZ Z., OSIŃSKA E., BUCHWALD W., GESZPRYCH A., PRZYBYŁ J., PIORÓ-JABRUCKA E., PELC M. 2009: The diversity of wild-growing medicinal plants in Poland. In Lipman E. (ed.): *Report of a Working Group on Medicinal and Aromatic Plants. Second Meeting 16–18 December 2004. Strumica, Macedonia FYR. Third Meeting. 26–28 June 2007. Olomouc, Czech Republic*. pp. 170–176.

STUDY ON THE OCCURRENCE AND MORPHOLOGY OF HUNGARIAN *THYMUS* SPECIESH. SIMKÓ¹, Sz SÁROSI¹, M. L. REMÉNYI², Zs. PLUHÁR¹¹Corvinus University of Budapest, Department of Medicinal and Aromatic Plants,
Villányi street 29–43, H-1118 Budapest²Corvinus University of Budapest, Department of Botany and Soroksári Botanical Garden,
Ménesi street 44, H-1118 Budapest
hella.simko@uni-corvinus.hu

Keywords: *Thymus*, morphology, occurrence, base rock, habitat.

Hybridization ability and high variability of *Thymus* species in natural habitats is a well-known phenomenon. In certain populations not only different chemotypes can be found, but diverse morphological features as well. Our results were in accordance with previous data concerning native *Thymus pannonicus*, *T. glabrescens* and *T. pulegioides* populations of the Hungarian Flora. *Thymus pannonicus* and *T. glabrescens* are generalist species with pioneer character, occurring also on ruderal habitats and tolerating wide range of parent rocks and soil types. We examined their samples originating from various habitats of the Hungarian Mountain Range (Bakony Hills, Balaton Uplands, Somogy Hills, Velence Hills, Vértes Hills, Gerecse Hills, Pilis Hills, Buda Hills, Visegrád Hills, Gödöllő Hills, Bükk Mountains, Mátra Mountains, Cserehát, and Zemplén Mountains). Chemotaxa possessing lemon scent was found to be frequent at *Thymus pulegioides*, but also exists in the populations of *T. pannonicus*, which was new for the literature (SIMON 2000). According to the examined herbarium specimen, *Thymus glabrescens* and *T. pannonicus* samples showed the greatest morphological variability among the five native Hungarian *Thymus* species. *Thymus pannonicus* samples had values of 1.25–7.00 for leaf length/leaf width ratio, which means its leaf shape is the most heterogeneous of all species, while in most cases they possessed lanceolate leaves. As for the flower colour, they can bloom in those shades which were unknown before. To complement the data about shoot covering trichomes of *Thymus pulegioides*, all the three types have been observed: goniotrichous (on the angles only), alelotrichous (on two sides alternating on each internode) and holotrichous (on all sides), respectively. The whole shoots were covered by leaves at *T. glabrescens* and *T. pulegioides*, while in the case of *T. pannonicus* leaf density was higher at the upper part of the stem. The leaf density was medium or high at *Thymus pannonicus* and *T. glabrescens*, while at *T. pulegioides* was rare in the majority of the samples. At *Thymus pannonicus* samples, the stem was densely coated with covering hairs in the inflorescence, between the whorls, while in the case of the other two species this feature was not so frequent. However the last descriptor has not been recommended to use for taxonomical differentiation, because covering hair development depends mainly on the habitat and the environmental conditions (DAJIĆ-STEVAOVIĆ et al. 2004).

ALSÓ-TISZA-VIDÉKI ÉS HÁRMAS-KÖRÖS MENTI HOLTÁGAK KÖRNYEZETI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE ISZAPVIZSGÁLATOK EREDMÉNYEI ALAPJÁN

TAMÁS Margit, FARSANG Andrea

Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
6722 Szeged, Egyetem u. 2., e-mail: tamasgitta@gmail.com

Kulcsszavak: holtág, üledék, nehézfém-tartalom, ökológiai kockázat, Alsó-Tisza, Hármas-Körös

Összefoglalás: Az alföldi folyók árterei, illetve az ártereken található holtágak rendkívüli táji, ökológiai értékek. A területek a génmegőrző funkción túl tájéztétikai, turisztikai és víztározási szereppel is bírnak. Ahhoz, hogy a holtágak képesek legyenek ezen funkciók ellátására, szükség van állapotuk folyamatos monitorozására, illetve szükség esetén javítására. A holtágak környezeti állapotát többek között vizük és üledékük minőségének elemzésével tudjuk felmérni. Kutatásunk során egyes Alsó-Tisza-vidéki és Hármas-Körös menti holtágak állapotát értékeltük vizük és üledékük minősége alapján, majd pedig a Hakanson-féle ökológiai kockázat indexszel megbecsültük az egyes hullámtéri holtágak ökológiai állapotát. Hakanson-féle kockázati index alapján az Alsó-Tisza-vidék hullámtéri holtágai mérsékelt potenciális ökológiai kockázatúak, míg a Hármas-Körös menti hullámtéri holtágak az alacsony potenciális ökológiai kockázati osztályba sorolhatók.

Bevezetés

A Magyarországon található folyók árterei egyedülálló táji, természeti értékeket képviselnek, mivel különleges élővilágnak adnak otthont. A folyók mentén számtalan kisebb-nagyobb kiterjedésű holtágat találhatunk, melyek ökológiai jelentőségük. A holtágak üledékvizsgálata jó lehetőség egy vízi ökoszisztéma környezeti, ökológiai állapotának meghatározására. Az üledékben található szennyezőanyag-koncentrációból az állapotfelmérésen túl következtethetünk arra, hogy a jelen lévő terhelő anyagoknak milyen mértékű a potenciális ökológiai kockázata. A kockázat meghatározását követően tehetünk javaslatokat az egyes területek állapotmegőrzésére, illetve rehabilitációjára.

Az ökológiai kockázat becslésre számos statisztikai módszert alkalmaznak. A feldúlási faktor számításából és a többlépcsős nehézfém feltárás eredményeiből is következtethetünk a potenciális kockázatra (Risk Assessment Code) (TANG et al. 2010), azonban számos összetettebb módszer is létezik a kockázat becslésére. Ezen módszerek többsége a szennyező anyagok emberre gyakorolt hatását számszerűsíti (humánökológiai kockázatbecslés), melyek meghatározása számítógépes szoftverek segítségével történik. Az ökotoxikológiai kockázatbecslés talajokra széles körben alkalmazott módszere a Species Sensitivity Distributions (SSDs) (POSTHUMA et al. 2002; MALTBY et al. et al. et al. 2005; NEWMAN et al. 2000; PENNINGTON 2003; WHEELER et al. 2002) és az ms-PAF módszer (VAN VLIET et al. 2008). Mindkét módszer a különböző talajorganizmusok érzékenységét vizsgálja kémiai stressz hatására (BOEKHOLD 2008; SWARTJES et al. 2008). HAKANSON (1980) svéd kutató az ökológiai kockázat számítását szedimentológiai alapokra helyezi, figyelembe veszi az egyes nehézfémek jellemzőit és a környezetben való viselkedésüket. Így a számított kockázati érték nemcsak a nehézfém-koncentráció függvénye, hanem az előforduló elem toxikológiai-környezeti hatása által módosított érték. HAKANSON módszerét vízi rendszerek ökológiai kockázatának meghatározására dolgozta ki. Ennek megfelelően

a kockázatbecslést elsősorban üledékek ökológiai kockázatának meghatározására alkalmazzák (LÓPEZ-GALVÁN et al. 2009; QIU 2010).

Célkitűzések

Kutatásunk előtt célul tűztük ki, hogy felmérjük az Alsó-Tisza-vidéken és a Hármas-Körös mentén található holtágak állapotát az őket ért környezeti hatások szempontjából. Az állapotértékeléshez vizsgáltuk a holtágak üledékének szennyezettségét. Az üledékek elemzésével célunk az Alsó-Tisza vidéki és a Hármas-Körös menti holtágak terheltségének összehasonlítása, valamint az egyes holtágtípusok közötti különbségek vizsgálata, azaz annak elemzése, hogy a holtágak mentett oldalon vagy a hullámtéren való elhelyezkedése okoz-e eltéréseket üledékük állapotában.

A holtágak üledékében található terhelő anyagok koncentrációjának meghatározását követően célunk, hogy megbecsüljük a hullámtéri holtágak ökológiai kockázatát, így javaslatot tehetünk arra vonatkozóan, hogy mely hullámtéri holtágak azok, amelyek állapotának romlását meg kell akadályozni, illetve esetleges rehabilitációját meg kell fontolni.

Mintaterület

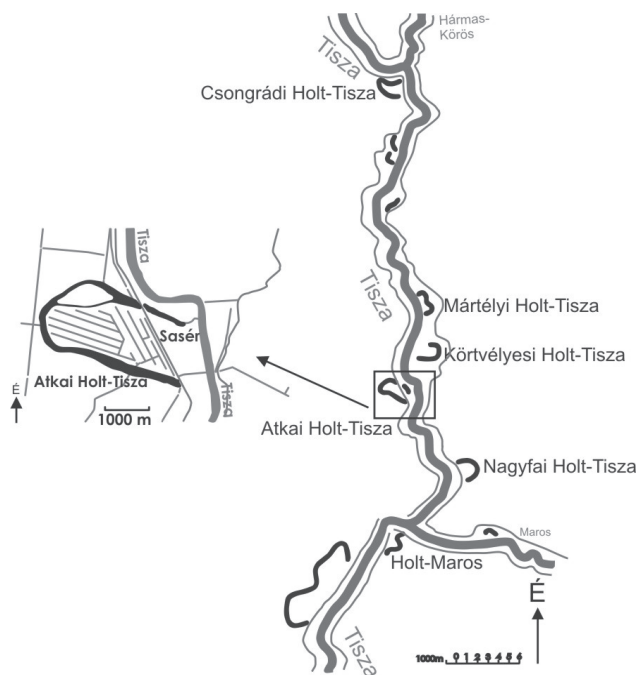
Az Alsó-Tisza-vidéken megtalálható 12 nagyobb holtág közül az 1. ábrán látható Csongrádi-, Mártélyi-, Körtevényesi-, Nagyfai-Holt-Tiszának üledékminőségére vonatkozóan adatokat gyűjtöttünk a korábbi állapotfelmérésekből, rehabilitációt előkészítő vizsgálatokból (FARSANG 2007), majd ezt követően elvégeztük az Atkai-holtág mindkét szakaszának mintázását.

Az Atkai-holtág az 1862-es tiszai szabályozásokkor a 83. számú átvágásnál, a folyó jobb partján keletkezett. A gátépítések következtében szakadt ketté az egykori kanyarulat, melynek egyik része a mentett oldalra, míg egy másik – kisebb – része a hullámtérre került. Az előbbi az Atkai-Holt-Tisza, az utóbbi pedig az úgynevezett Sasér. A hullámtéri holtág a „szentély” típusú holtágak csoportjába tartozik (PÁLFAI 2001).

A Hármas-Körös menti holtágak közül a Csengedi-, Brenazugi-, Malomzugi- és az Iriszlói-Holt-Körösökből gyűjtöttünk üledékmintát és vetettük azokat vizsgálat alá. Ezek mellett a gyomaendrői Fűzfászugi-, Endrőd-Középső-, valamint a Hantoskerti-Holt-Körös rehabilitációját megelőző iszapminőségre vonatkozó vizsgálati eredményeket dolgoztuk fel. A Hármas-Körös menti vizsgálati terület áttekintő térképe a 2. ábrán látható.

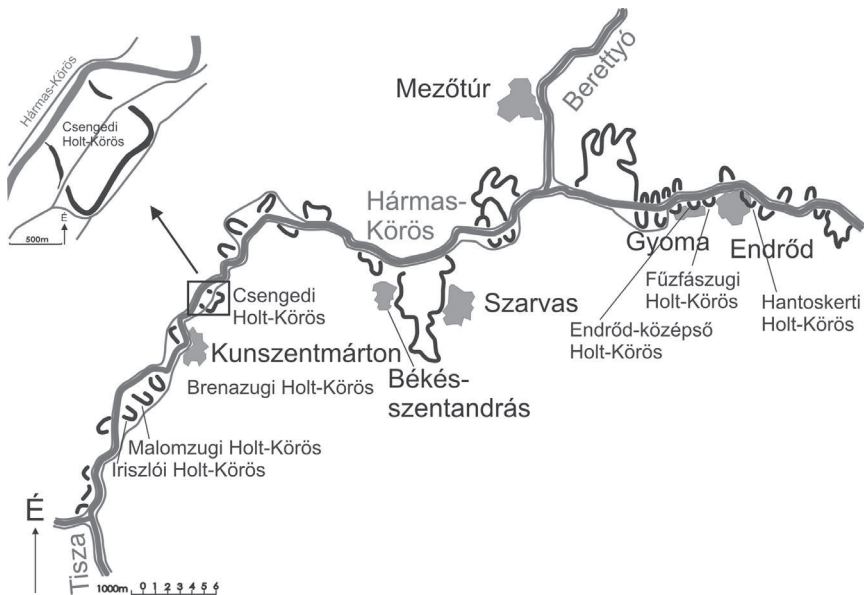
A Hármas-Körös menti Csengedi-holtág üledékének elemzésére azért került sor, mert a szabályozások során az egykori kanyarulatot három részre vágták, így ma a Csengedi-holtág legnagyobb része ármentesített területen fekszik, a két holtágvég azonban a hullámtéri területen helyezkedik el. A két ártéri csonk csak szezonálisan van vízzel borítva, azok külön holtágként nem értelmezhetők (PÁLFAI 2001).

Az Alsó-Tisza vidéken és a Hármas-Körös mentén összesen 14 holtág üledékének adatait értékeltük ki, amelyek közül kutatásunk során különösen nagy hangsúlyt fektettünk Tisza-menti Atkai-holtágra és a Körös partján fekvő Csengedi-holtágra, mivel ez két olyan egykori folyókanyarulat, amelynek a folyószabályozások következtében mentett oldali és hullámtéri része is keletkezett.



1. ábra A vizsgált Alsó-Tisza-vidéki holtágak

Figure 1. Studied oxbow lakes of the River Lower- Tisza



2. ábra A vizsgált Hármas-Körös menti holtágak

Figure 2. Studied oxbow lakes of the River Hármas-Körös

Módszerek

2006-ban két időpontban mintáztuk meg az Alsó-Tisza vidéki Atkai-holtágat. A holtág mentett oldali részéből összesen 14, míg a hullámtéri részéből (Sasér) 4 üledékmin-tát gyűjtöttünk. A 2007-es évben vettünk mintákat a Hármaskörös menti Brenazugi-, Malomzugi- és Iriszlói-holtágakból. Szintén 2007-ben került sor a Csengedi-holtág meg-mintázására is. A Csengedi-holtág két hullámtéri részéből 2–2 átlag iszapmintát vettünk, a mentett oldali részből pedig 4 átlagmintát gyűjtöttünk. A mintavételeket mindig ugyan-azon módszerrel végeztük. A mintákat minden esetben a holtág belső ívén, egymástól 500–500 méterre gyűjtöttük. Az üledékmin-tákat az iszap felső 10 cm-es rétegéből gyűj-töttük kézi mintavevővel. Átlagosan 1 m²-nyi területről 6 pontból vettünk iszapot, majd ezeket átkeverve nyertünk átlagmintákat.

Az üledékmin-tákat kiszárítottuk, porítottuk, majd vizsgáltuk a pH-ját, Arany-féle kötöttségét, szervesanyag- és összes-nitrogén tartalmát, valamint a nehézfém- és a felve-hető-nehézfém tartalmát. Jelen tanulmányban csak a nehézfém- és a felve-hető-nehézfém vizsgálati eredményeket ismertetjük.

A nehézfém-meghatározást a Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék Talaj és Vízvizsgáló Laboratóriumában végeztük el. Az üle-dékmin-ták össz-elemtartalmát királyvizes feltárással, felve-hető (mobilizálható) elem-koncentrációját Lakanen-Erviö-féle feltárást követően állapítottuk meg. A mérést Perkin Elmer 3110 AAS-láng típusú műszerrel végeztük a műszerkönyv által meghatározott módon. Mindkét feltárási módszer elvi alapját az MSZ 21470-50:2006 (3.3, 4.2) tartal-mazza.

A szennyezettségi indexszel (I_{sz}) az egyes mintavételi pontok nehézfém terheltségét számítottuk az egyes elemkoncentrációkra vonatkozóan, az alábbi összefüggés alapján:

$$I_{sz} = (E_x / E_{max}) * 100,$$

ahol I_{sz} : szennyezettségi index
 E_x : elem koncentrációja adott pontban
 E_{max} : elem mért maximum koncentrációja.

Az ökológiai kockázat index számítását a Hakanson-féle módszerrel végeztük el, ami a szennyezettségi faktorról és a szennyezettségi fokkal értékeli az üledék, illetve a kör-nyezet állapotát. A módszer figyelembe veszi a nehézfémek jellemzőit, így nemcsak az üledékben található nehézfémek mennyisége adható meg, hanem következtethetünk azok környezeti, ökológiai hatásaira, illetve annak mértékére.

A módszer első lépéseként a szennyezettségi faktor megállapítása szükséges, mely az alábbi módon számítható:

$$C_f^i = C_i / C_n^i,$$

ahol C_i az átlag koncentrációja az adott elemnek
 C_n^i a háttérkoncentrációs értéke az adott elemnek
 C_f^i egyes-elem index (szennyezettségi faktor).

Második lépésként meghatároztuk a környezet szennyezettségi fokát (C_d), melyet az összes elemre vonatkozó szennyezettségi faktor összessége ad meg.

$$C_d = \sum C_f^i$$

Hakanson négy kategóriát állapít meg a szennyezettségi fokra (amennyiben a vizsgált elemek száma nyolc).

1. táblázat Szennyezettségi osztályok
Table 1. Degree of contamination

C_d érték (8 vizsgált fém esetén)	C_d érték (5 vizsgált fém esetén)	Szennyezettségi osztály
< 8	< 5	Alacsony szennyezettség
$8 \leq C_d \leq 16$	$5 \leq C_d < 10$	Mérsékelt szennyezettség
$16 \leq C_d < 32$	$10 \leq C_d < 20$	Jelentős szennyezettség
$C_d \geq 32$	$C_d \geq 20$	Magas szennyezettség

Ezt követően számoljuk az egyes elem potenciális ökológiai kockázat-indexét (E_r^i) a következő módon:

$$E_r^i = C_f^i \times T_r^i$$

ahol

T_r^i a toxikus reakció faktor, vizsgált elemenként állandó.

2. táblázat Toxikus reakció faktor elemenként
Table 2. Toxic factor by elements

Vizsgált elemek	Hg	Pb	Cd	Cr	As	Cu	Ni	Zn
Toxikus reakció faktor	40	5	30	2	10	5	3	1

Utolsó lépésként számítjuk a potenciális ökológiai kockázat-indexet, melyet az egyes elem potenciális ökológiai kockázat indexek összessége adja:

$$R^i = \sum E_r^i$$

Az osztályba sorolás az alábbiak szerint végezhető el (amennyiben mind a nyolc megadott toxikus elemet vizsgáljuk).

3. táblázat Kockázati osztályok
Table 3. Classes of risk index

<i>Rⁱ érték (mind a 8 vizsgált fém esetén)</i>	<i>Rⁱ érték (a Cd, Cu, Pb, Cr és Zn vizsgált esetben)</i>	<i>Kockázati osztály</i>
$R^i < 150$	$R^i < 94$	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
$150 \leq R^i < 300$	$94 \leq R^i < 188$	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
$300 \leq R^i < 600$	$188 \leq R^i < 376$	Magas potenciális ökológiai kockázat
$R^i \geq 600$	$R^i \geq 376$	Szignifikánsan magas potenciális ökológiai kockázat

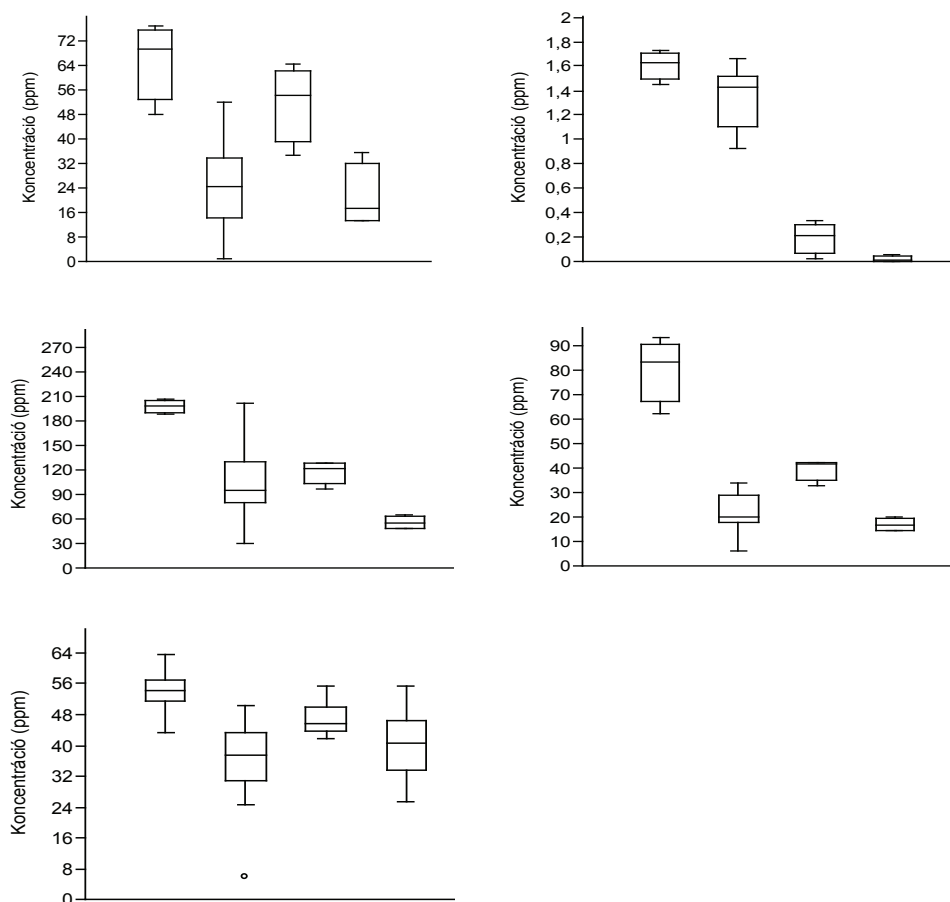
Mivel a vizsgált holtágak üledékében öt fém koncentrációját vizsgáltuk (Cd, Cu, Pb, Cr és Zn elemeket) ezért esetünkben a szennyezettségi és a kockázati osztályok is módosulnak (lásd 1. és 3. táblázat).

Az iszapvizsgálati eredményeket a 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-KHVM együttes rendeletben megtalálható talajokra vonatkozó háttér értékek segítségével értékeltük.

Eredmények

Az Atkai- és a Csengedi-holtágak iszapmintáiban mért nehézfém-tartalmak elemzése

A Tisza és a Körös folyó mentén elhelyezkedő Atkai-, illetve Csengedi-holtág hullámtéri és mentett oldali szakaszának vizsgálatával célunk az volt, hogy felmérjük a két holtágtípus környezeti állapotában, illetve nehézfém-terheltségében felismerhető különbségeket. Ennek megfelelően a 3. számú ábrán boxplot diagramokon ábrázoltuk a holtágak iszapjában található nehézfém-koncentrációk értékeit, összehasonlítva ezzel a mentett oldali (Atkai-holtág és Csengedi-holtág mentett oldali szakasza) és a hullámtéri (Saséri-holtág és a Csengedi-holtág ártéri szakaszai) területeket. A diagramokon jól látható, hogy a mediánt tekintve a hullámtéri holtágak minden elem tekintetében nagyobb terheltséget mutatnak, mint a mentett oldali holtágszakaszok. A diagramokról leolvashatók az alsó- és a felső-kvartilisek, továbbá látható, hogy kiugró értékek nincsenek a mintahalmazban egy elem tekintetében sem. A mediánokat tekintve a különböző területek nehézfém értékei (a Pb, Zn, Cu, Ni tekintetében) a következő sorrendben csökkennek: Sasér-hullámtér (Tisza) > Csengedi-hullámtér (Körös) > Atkai-mentett oldal (Tisza) > Csengedi-mentett oldal (Körös), míg a Cd elem esetében a Sasér-hullámtér (Tisza) > Atkai-mentett oldal (Tisza) > Csengedi-hullámtér (Körös) > Csengedi-mentett oldal (Körös) sorrend figyelhető meg.

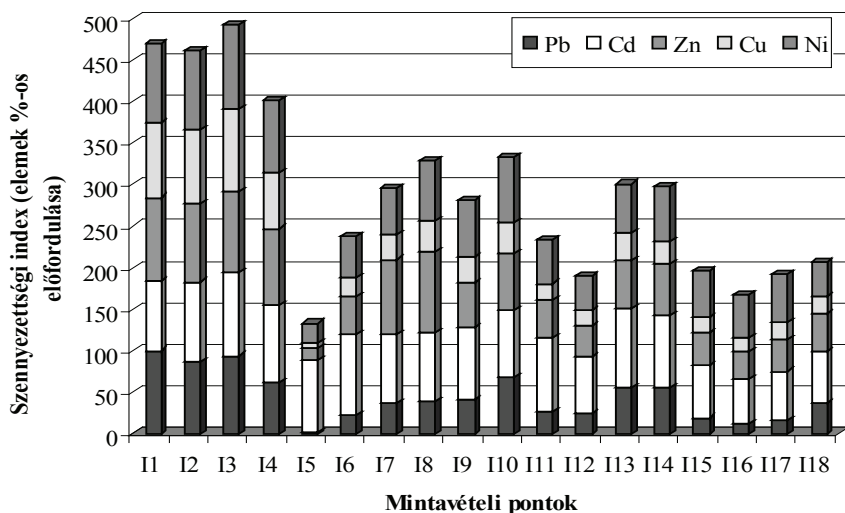


3. ábra Hullámtéri és mentett oldali minták fém-koncentrációi elemenként

Figure 3. Measured heavy metal content of oxbow lakes outside the dyke and at floodplain by elements

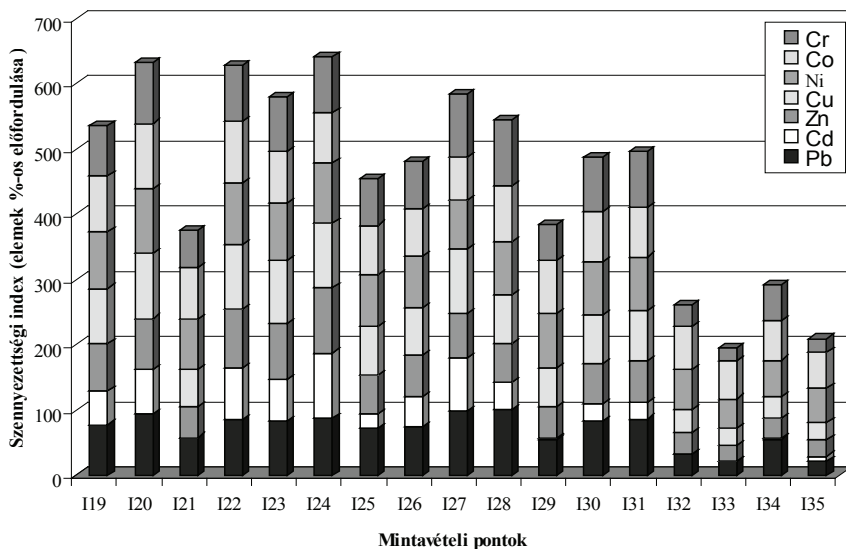
A szennyezettségi indexszel (I_{sz}) megállapítható az egyes mintavételi pontok nehézfém terheltsége oly módon, hogy az adott elem összes pontban mért maximum értékéhez (ezt tekintve 100%-nak) viszonyítva határozzuk meg az adott pontban mért koncentráció részarányát.

A 4. ábrán látható, hogy a Saséri (I1 – I4) holtágrészen minden elem koncentrációja arányosan nagyobb, mint az Atkai-holtágban (I5 – I18), ebből következően az össz-szennyezettség is lényegesen magasabb értéket mutat az I1 – I4 mintákkal reprezentált hullámtéri holtágszakaszon.



4. ábra Szennyezettségi index mintavételi pontonként a Saséri és az Atkai-holtágban
 Figure 4. Contamination index of the Atka and Sasér oxbow lakes by sampling points

Az 5. ábrán a Körös menti Csengedi-holtág hullámtéri (I28-I30) és mentett oldali (I32-I35) szakaszainak üledékében mért fémkoncentrációs értékeket ábrázoltuk a szennyezettségi indexszel (I_{sz}), továbbá a diagramot kiegészítettük a szintén vizsgált Iriszlói- (I19-I21), Brenazugi- (I22-I24) és a Malomzugi-Holt-Körösök (I25-I27) iszapjában mért értékekkel.



5. ábra Szennyezettségi index mintavételi pontonként Körös menti holtágokban
 Figure 5. Contamination index of the oxbow lakes of Körös by sampling points

A Csengedi-holtág tekintetében ugyanazok a tendenciák fedezhetők fel, amelyeket az Atkai-holtág vizsgálata során tártunk fel. Az 5. ábrán látható, hogy az összes vizsgált fém viszonylatában a Csengedi-holtág mindkét hullámtéri (I28, I29 a déli szakasz, illetve I30, I31 az északi rész) szakasza nagyobb terheltségű, mint a mentett oldalon fekvő szakaszai (I32-I35). Az ártéren elhelyezkedő Iriszlói- (I19-I21), Brenazugi- (I22-I24) és a Malomzugi-Holt-Körösök (I25-I27) hasonló értékeket mutatnak az össz-szennyezettség tekintetében, mint a Csengedi holtág hullámtéri (I28-I31) szakasza.

Az Atkai-holtág iszapmintáiban mért nehézfém-tartalmak „felvehető” elemhányada

Az összes-nehézfém tartalom mellett az Atkai- és a Saséri-holtágakból begyűjtött valamennyi iszapmintában megvizsgáltuk a növények által „felvehető” elemhányadot. Mindkét holtágszakasz esetében elemenként vizsgáltuk, hogy az összes elemtartalom átlagértékeinek hány százalékát képezi az átlagos felvehető elemtartalom (4. és 5. táblázat). A hullámtéri holtágszakasz üledékében a legnagyobb, mintegy 80%-os felvehető elemhányadot az ólom esetében mértünk. Szintén igen nagy százalékban van jelen az iszapokban mobilis formában a kadmium, valamint a cink és a réz is.

4. táblázat A Saséri holtág összes- és felvehető elemtartalma
Table 4. Total and mobile heavy metal content of the Sasér oxbow lake

<i>Saséri holtág</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>
Összes elemtartalom (ppm) (átlag)	65,93	1,60	197,53	80,49	59,66
Felvehető elemtartalom (ppm) (átlag)	53,01	0,89	47,92	27,88	5,65
Felvehető elemtartalom (%)	80%	55%	24%	35%	9%

Az Atkai-holtág mentett oldali szakaszának iszapjában szintén magas felvehető elemhányad tapasztalható (5. táblázat). A mentett oldali holtág üledékében – a Saséri holtághoz hasonlóan – az ólom mutatja a legnagyobb felvehető elemhányadot az összes elemtartalomhoz képest (68%). Az ólom mellett a kadmium és a réz mutat még igen magas százalékos értékeket.

5. táblázat Az Atkai-holtág összes- és felvehető elemtartalma
Table 5. Total and mobile heavy metal content of the Atka oxbow lake

<i>Atkai-holtág</i>	<i>Pb</i>	<i>Cd</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Ni</i>
Összes elemtartalom (ppm) (átlag)	25,46	1,35	107,55	22,34	35,05
Felvehető elemtartalom (ppm) (átlag)	17,35	0,35	9,72	10,62	2,95
Felvehető elemtartalom (%)	68%	26%	9%	48%	8%

Figyelembe véve mindkét holtágszakaszt, elmondható, hogy a vizsgált holtágak üledékében az ólom és a réz van jelen legnagyobb arányban mobilis formában. A felvehető ólom aránya egy mintavételi pont vizsgálati eredményétől eltekintve minden mintavételi helyen meghaladja az 50%-ot, és egy pontban a 90%-ot is átlépi. A mobilizálható réz-

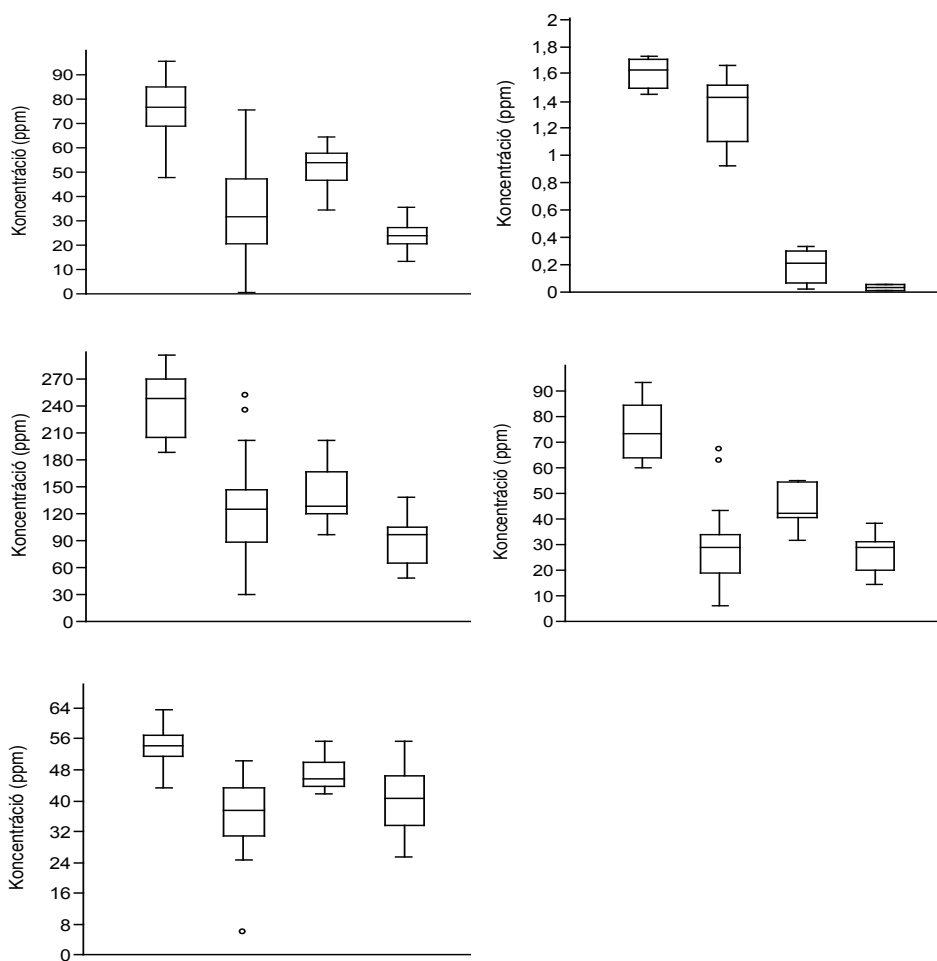
tartalmat vizsgálva megállapítottuk, hogy a Saséri holtágban alacsonyabb a felvehetőréz-tartalom, mint a mentett oldali területek iszapjában. A mentett oldali üledékmintákban az átlagos felvehetőréz-tartalom 34%, míg a mentett oldali mobilizálható réz-tartalom 50%. Ez a fordított arány más vizsgált elemek esetében nem mutatkozott. Összességében elmondható, hogy a mobilizálódó elemtartalom – a réz kivételével – minden elem tekintetében alacsonyabb a mentett oldali holtágban, mint a hullámtéri holtág üledékében. A két holtágszakasz közötti különbség tehát, amelyet megállapítottunk az összes-elemtartalomra vonatkozóan, a réz elem kivételével a felvehető elemtartalomra vonatkozóan is kirajzolódik.

A Tisza- és a Körös-menti holtágak iszapminőségének összehasonlítása

Az összesen vizsgált (14 darab) Tisza- és Körös-menti holtág eredményeinek összehasonlítása céljából az iszapok fémkoncentráció-értékeit boxplot diagramon ábrázoltuk (6. ábra). A diagramokon elemenként vetjük össze a Tisza-vidéki és a Körös-menti holtágak két típusát. A diagramokból megállapítható, hogy a mediánt tekintve minden elem esetében magasabb értékeket mutat az adott folyó hullámtérén elhelyezkedő holtágainak iszapjában mért fémkoncentráció, mint a mentett oldali holtágak üledékében. A mediánokat tekintve a Pb, Zn, Cu elemek tekintetében a következő sorrend állapítható meg: Tisza (hullámtér) > Körös (hullámtér) > Tisza (mentett oldal) > Körös (mentett oldal). A Cd elem tekintetében a nagyobb terheltséget a Tisza menti holtágak mutatják a Körös ártéren fekvő holtágak iszapjának Cd-tartalmához képest.

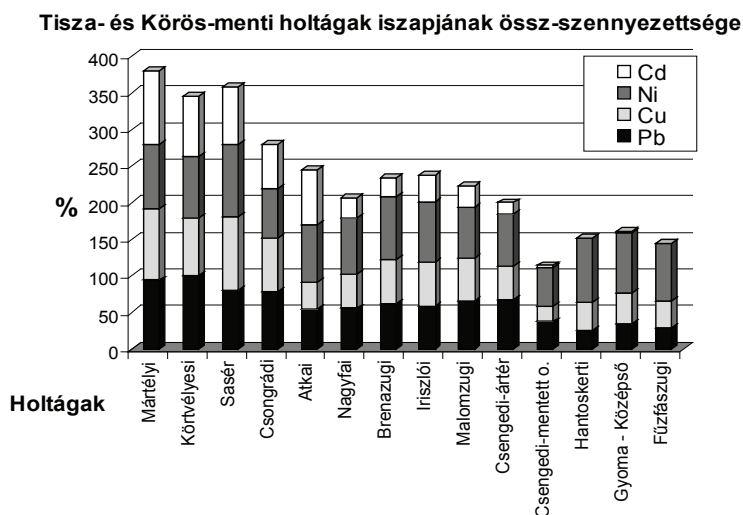
A vizsgált holtágak iszapminőség szerinti összehasonlításához holtágakra vonatkoztatva kiszámítottuk az össz-szennyezettséget a Cd, Ni, Pb és a Cu elemekkel, mivel ezek az elemek mind a tizenöt holt-meder üledékében mérésre kerültek (TAMÁS et al. 2011). A holtágak összehasonlítása során a szennyezettségi index a vizsgált holtág összes pontjában mért maximum elem-koncentrációnak és az összes vizsgált holtág minden pontjában mért maximum koncentrációnak (ezt tekintve 100%-nak) a hányadosa. Ezzel a vizsgálataba vont holtágak relatív szennyezettségi viszonyát kapjuk meg.

A 7. ábrán látható, hogy a legterheltebb holtágak a Tisza menti, hullámtéren elhelyezkedő morotvák, melyeket az első három oszlop reprezentál (ezek a Mártélyi-, Körvtélyesi-, Saséri-holtágak). Viszonylagosan magas terheltséget mutatnak azok a Körös-menti holtágak, melyek az ártéren találhatók (Brenazug, Iriszló, Malomzug, valamint a Csengedi-holtág ártéri szakasza). A Tisza mentett oldali holtágai (Atka, Nagyfa) közel azonos nehézfém-terheltséget mutatnak, mint a Körös ártéren fekvő holt-medrei. A legalacsonyabb össz-szennyezettséget a Körös-mentén található, mentett oldalon elhelyezkedő holtágak mutatják. Megállapítható, hogy a tiszai holtágak üledék-vizsgálata során tett megállapítás – miszerint a mentett oldali holtágak kevésbé terheltek szennyező fémek tekintetében, mint a hullámtéri morotvák – a Körös-mentén fekvő holtágak vizsgálata során is bizonyítást nyert. Megállapítható az is, hogy összességében véve a Körös-vidéki holtágak terheltsége kisebb, ennél fogva a két holtágtípus közötti különbségek sem mutatkoznak meg olyan élesen, mint a tiszai holtágak esetében.



6. ábra Tisza- és Körös-menti holtágak fém-koncentrációi elemenként

Figure 6. Measured heavy metal content of oxbow near the Tisza and the Körös rivers by elements



7. ábra Tisza- és Körös-menti holtágak iszapjának szennyezettségi indexe (vizsgálatba vont holtágak relatív szennyezettsége)

Figure 7. Contamination index of the oxbow lakes near the Tisza and Körös (relative contamination of the analysed oxbows)

Alsó-Tisza menti hullámtéri holtágak iszapjának ökológiai kockázata

Az Alsó-Tisza-vidéken elhelyezkedő hullámtéri holtágak szennyezettségét a Hakanson-féle szennyezettségi fokkal és kockázat indexszel értékeltük. A számításokat az öt vizsgált elemre vonatkoztatva végeztük el (Cd, Cu, Pb, Cr és Zn). A C_i háttérkoncentrációnak a 10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletben meghatározott földtani közegre vonatkozó „A” háttér koncentráció értékeket használtuk, mivel jelenleg nem áll rendelkezésünkre az üledékekre általánosan meghatározott háttér koncentrációs érték.

6. táblázat Az Alsó-Tisza-vidék hullámtéri holtágainak szennyezettségi osztályba sorolása
Table 6. Degree of contamination of Lower-Tisza oxbow lakes

Vizsgált holtágak	Környezet szennyezettségi foka (C_d)	Szennyezettségi osztály
Mártély	14	Jelentős szennyezettség
Körtvélyes	12	Jelentős szennyezettség
Sasér	14	Jelentős szennyezettség

A szennyezettségi osztályokat vizsgálva megállapítható, hogy mindhárom Tisza menti hullámtéri holtág a jelentős szennyezettségi osztályba sorolható (6. táblázat), mivel a hullámtéri holtágak iszapjának nehézfém koncentrációja és a földtani közegre vonatkozó háttér értékek hányadosa viszonylag magas. Mindhárom holtág potenciális ökológiai kockázata a mérsékelt kockázati osztályba esik (7. táblázat), tehát a szennyező anyag toxikológiai tulajdonságaival súlyozott aránya alacsony.

7. táblázat Az Alsó-Tisza-vidék hullámtéri holtágainak ökológiai kockázata
Table 7. Risk index of Lower-Tisza oxbow lakes of floodplain

<i>Vizsgált holtágak</i>	<i>Potenciális ökológiai kockázat index (R^i)</i>	<i>Kockázati osztály</i>
Mártély	151	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
Körtvélyes	118	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat
Sasér	131	Mérsékelt potenciális ökológiai kockázat

Hármas-Körös menti hullámtéri holtágak iszapjának ökológiai kockázata

A Hármas-Körös mentén vizsgált hullámtéri holtágak ökológiai kockázatának becslését szintén az öt vizsgált fém tekintetében végeztük el.

A szennyezettségi fok meghatározása során mind a négy vizsgált holtág a mérsékelt szennyezettségi kategóriákba került (8. táblázat), mivel a hullámtéri holtágak iszapjában mért értékek és talajokra vonatkozó háttér koncentrációs értékek közötti különbségek nem jelentősek.

8. táblázat Hármas-Körös menti hullámtéri holtágainak szennyezettségi osztályba sorolása
Table 8. Degree of contamination of Hármas-Körös oxbow lakes

<i>Vizsgált holtágak</i>	<i>Környezet szennyezettségi foka (C_d)</i>	<i>Szennyezettségi osztály</i>
Iriszló	8	Mérsékelt szennyezettség
Brenazug	9	Mérsékelt szennyezettség
Malomzug	7	Mérsékelt szennyezettség
Csengedi	6	Mérsékelt szennyezettség

A toxikus reakció faktorról súlyozott értékek – melyek megadják a környezeti kockázatot – igen alacsonyok, minden R^i érték >94 , így mind a négy vizsgált Hármas-Körös menti holtág az alacsony potenciális ökológiai kockázat kategóriába sorolandó.

9. táblázat Hármas-Körös menti hullámtéri holtágainak ökológiai kockázata
Table 9. Risk index of Hármas-Körös oxbow lakes of floodplain

<i>Vizsgált holtágak</i>	<i>Potenciális ökológiai kockázat index (R^i)</i>	<i>Kockázati osztály</i>
Iriszló	34	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
Brenazug	36	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
Malomzug	30	Alacsony potenciális ökológiai kockázat
Csengedi	28	Alacsony potenciális ökológiai kockázat

Megvitatás

Munkánk során megállapíthatóvá vált, hogy mind a Tisza menti, mind a Körös menti holtágak esetében a hullámtéri tavak nehézfém-terheltsége magasabb, mint a mentett oldali morotváké. Az iszapokon végzett vizsgálatokból és mérési eredményekből következtettünk arra, hogy a két holtágtípus fejlődési folyamataiban eltérő tényezők dominálnak (lásd 6. ábra), valamint hogy az ártéri morotvák magasabb nehézfém-koncentrációinak hátterében antropogén hatások, azaz a folyóvíz által szállított fémekkel terhelt üledékek állnak.

Az elemzett tizennégy tiszai és Körös menti holtág közül a Tisza árterén megtalálható – védett természeti területen elhelyezkedő – Mártélyi- és Saséri-holtág a legterheltebb. Az iszapminőséget figyelembe véve a vizsgált holtágak közül a legkedvezőbb állapotban Körös menti Csengedi-holtág mentett oldali szakasza, valamint a három, Gyoma város területén fekvő – Hantaskerti, Gyoma-Középső, és Fűzfászugi – holtág van. Az elvégzett Hakanson-féle ökológiai kockázat becslés alátámasztotta azt a feltevésünket, hogy nem elegendő a holtágak iszapjában mért nehézfémek alapján döntenünk egy holtág rehabilitációját illetően. Az ökológiai kockázatbecslést követően megállapítható, hogy a talajokra vonatkozó háttér értékekhez viszonyítva mind a tiszai, mind a Körös-menti hullámtéri holtágak potenciális ökológiai kockázata alacsony vagy mérsékelt. A holtágak állapotának értékelése és a rehabilitációt illető döntés-előkészítés során nem hagyható figyelmen kívül az iszapok magas felvehető, mobilizálható elem hányada, ugyanis ezek a magas százalékos értékek igen nagy kockázati tényezőt jelentenek akkor, amikor a holtágak rehabilitációja kapcsán a kotrási iszapot a termőföldön helyezik ki. Számolnunk kell tehát azzal, hogy a mobilizálható elemhányad minden esetben szűk keresztmetszete lesz a kotrási iszap hasznosítási módjának, így nehezítheti a holtágak rehabilitációjának lehetőségeit.

Irodalom

- BOEKHOLD A.E. 2008: Ecological risk assessment in legislation on contaminated soil in The Netherlands. *Science of the Total Environment* 406: 518–522.
- FARSANG A. 2003, 2004, 2006, 2007: Talajtani szakvélemény a Mártélyi Holt-Tisza, a Csongrádi Holt-Tisza, a Nagyfai Holt-Tisza, a Holt-Maros, a Körtvélyesi Holt-Tisza, valamint a Hármas-Körös három holtága, az Endrődi Középső-Holtág, a Fűzfászugi- és a Hantaskerti-Holtágak víztelenített fenéküledékének, kotrási iszapjának termőföldön történő elhelyezésére. Kézirat. SZMEKTIT Bt.
- HAKANSON L. 1980: An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water research* 14(8): 975–1001.
- IRMGARD HENNING-DE JONG ET AL. 2009: The impact of an additional ecotoxicity test on ecological quality standards. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Elsevier, Pages 72(8): 2037–2045.
- LÓPEZ-GALVÁN E., BARCELÓ-QUINTAL I., SOLÍS-CORREA HE., BUSSY AL., AVILA-PÉREZ P., DELGADILLO SM. 2009. Calculation of the Ecological Risk Index in the José Antonio Alzate Dam, State of Mexico, Mexico. *Biological Trace Element Research* 135: 121–135.
- MALTBY L., BLAKE N., BROCK TCM., VAN DEN BRINK PJ. 2005: Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 379–388.
- NEWMAN MC., OWNBY DR., MEZIN LCA., POWELL DC., CHRISTENSEN TRL., LERBERG SB., ANDERSON B-A. 2000: Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: assumption of distribution type and sufficient number of species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 508–515.

- PÁLFAI I. 2001: Magyarország holtágai. Kiadta a Közlekedési és Vízügyi Minisztérium, Budapest.
- PENNINGTON DW. 2003: Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56: 238–250.
- POSTHUMA L., SUTER GW., TRAAS TP. 2002: Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Baton, FL, USA.
- QIU H. 2010: Studies on the Potencial Ecological Risk and Homology Correlation of Heavy Metal in the Surface Soil. *Journal of Agricultural Science* 2: 194–201.
- SWARTJES F., CARLON C., DE WIT N. 2008: The possibilities for EU-wide use of similar ecological risk-based soil contamination assessment tools. *Sciences of the Total Environment* 406: 523–529.
- TAMÁS M., FARSANG A., VAVRA Á. 2011: Az Alsó-Tisza vidéki és a Hármas-Körös völgyi holtágak környezeti állapot vizsgálata iszapminőségi mutatók alapján. *Hidrológiai Közöny* 91: 27–34.
- TANG W., SHAN B., ZHANG H., MAO Z. 2010: Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. *Journal of Hazardous Materials* 176: 945–951.
- VAN VLIET PCJ., DE GOEDE RGM. 2008: Nematode-based risk assessment of mixture toxicity in a moderately polluted river floodplain in The Netherlands. *Science of the Total Environment* 406: 449–454.
- WHEELER JR., GRIST EPM., LEUNG KMY., MORRITT D., CRANE M. 2002: Species sensitivity distributions: data and model choice. *Marine Pollution Bulletin* 45: 192–202.
- MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém-, és króm- (VI) tartalom meghatározása.
- 10/2000. (VI. 2.) KÖM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszíni alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF ASSESSMENT OF OXBOW LAKES NEAR ALSÓ-TISZA AND HÁRMAS-KÖRÖS BASED ON SEDIMENT ANALYSES RESULTS

M. TAMÁS, A. FARSANG

Department of Physical Geography and Geoinformatics, University of Szeged
Szeged H-6722, Egyetem u. 2., e-mail: tamasgitta@gmail.com, farsang@geo.u-szeged.hu

Keywords: oxbow, sediment, heavy metal content, ecological risk, Lower-Tisza, Hármas-Körös

Floodplains and oxbow lakes of the plains represent extraordinary natural and ecological values. Besides their gene preserving function, they have got a role in landscape diversity, tourism and water reserve. To let the oxbows be able to provide these functions, there is a need for continuous monitoring and repair. The condition of oxbow lakes can be measured by analyzing the quality of water and sediment. During our research we appraised the status of oxbow lakes of Lower-Tisza and Hármas-Körös rivers by the quality of their surface water and bottom sediment, then we assumed the ecological status of the floodplain oxbows based on the ecological risk index defined by the Hakanson-method. According to the Hakanson ecological risk index, the floodplain oxbows of Lower-Tisza river carry a moderate potential ecological risk, while the floodplain oxbows of Hármas-Körös river can be categorized with low potential ecological risk.

A VEGETÁCIÓ ÉGÉSEKOR KELETKEZŐ FÜST SZEREPE A NÖVÉNYEK REGENERÁCIÓJÁBAN

MOJZES Andrea, KALAPOS Tibor

ELTE TTK, Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/C, e-mail: mojzesandrea@gmail.com

Kulcsszavak: csírázás, életerély, füstvíz, karrikinolid, szemle, tűz

Összefoglalás: Ismétlődő tüzek – természetes vagy antropogén eredetűek – számos ökoszisztémában előfordulnak, különösen a szavannákon, mediterrán cserjésekben, mérsékeltövi gyepekben és tajgaerdőkben. Hazánkban is szerepet játszottak például a korai holocénben az alföldi nyílt erdőssztyep fenntartásában. Ma veszélyforrást jelentenek egyes élőhelyeken (pl. telepített fekete fenyvesekben, nyáras-borókásokban), sőt a klíma melegedésével, szárazodásával és szélsőségesebbé válásával a tűzveszély általános fokozódása várható a közeljövőben.

Az elmúlt két évtizedben számos, zömmel külföldi tanulmány számolt be a növényzet égésekor keletkező füstnek és vizes oldatának (az ún. füstvíznek) fajok regenerációs sikerére gyakorolt jótékony hatásáról. Jelen szemlében bemutatjuk e kutatások főbb eredményeit a jelenség előfordulásáról, élettani háttéréről, ökológiai jelentőségéről és gyakorlati alkalmazhatóságáról, ráirányítva a figyelmet az ilyen jellegű hazai vizsgálatok fontosságára.

Eddig több kontinens és filogenetikailag egymástól távoli növénycsalád több mint 1200 fajáról írták le, hogy a füst vagy a füstvíz serkenti a csírázásukat. Ez a jelenség különösen gyakori a mediterrán cserjésekben, egy- és kétszikű, egyéves és évelő fajoknál egyaránt, de kimutatható tűz nem járta felsivatagi növényzet egyes fajainál, szántóföldi gyomok és termesztett haszonnövények körében is. A szakirodalom alapján áttekintett, hazánkban is megtalálható természetes növényfajok (65 faj) kb. felénél (33 faj) és 8 haszonnövénynél kimutatható volt a füst aktív vegyületeinek csírázást fokozó hatása, míg negatív válasz a vizsgált fajok mindössze 10%-ánál (7 faj) fordult elő. A füst serkentő anyagai kedvezően befolyásolhatják a növények növekedését, életerélyét, virágzását és termésképzését is. Hatásuk valószínű mechanizmusa, hogy a növényben hasonló anyagcsere-folyamatokat indítanak be, mint a növény saját növekedésszabályozó anyagai, vagy módosítják e hormonok hatását, illetve olyan válaszokat váltanak ki, mint különböző környezeti stresszhatások (pl. vízhiány, szélsőséges hőmérséklet). A füstben található legfőbb serkentő anyagnak egy butenolid típusú vegyület, a karrikinolid (3-metil-2H-furo[2,3-c]piranon) tekinthető, amelynek vizes oldata a fajok széles körében, tág koncentrációtartományban (10^{-4} – 10^{-9} M) hatékony.

Az eddigi kutatási eredmények még nem elegendőek ahhoz, hogy becsülni tudjuk a füst serkentő hatásának szerepét a növényközösségek fajösszetételének és szerkezetének (pl. fajgazdagság, inváziós fajok, gyökér-gomba kapcsolatok) formálásában a tűz utáni regeneráció során. Ugyanakkor, a füstnek és vizes oldatának kedvező hatásai – már az eddig összegyűlt ismeretek alapján is – több alkalmazási lehetőséget kínálnak a természetvédelemben (pl. leromlott élőhelyek restaurációjánál, veszélyeztetett növényfajok ex-situ megőrzésében), valamint több haszonnövény természetkimélőbb módon történő és költségkímélőbb termesztésére.

Bevezetés

A visszatérő tüzek a földtörténeti ókor óta a vegetációdinamika természetes részét képezik, illetve emberi tevékenység nyomán váltak gyakorivá számos ökoszisztémában (PAUSAS és KEELEY 2009), mint például a szavannákon, az örökzöld mediterrán cserjésekben, a mérsékeltövi gyepekben, valamint a boreális fenyvesekben (BOND et al. 2005, CAHOON et al. 1992, DUCHESNE és HAWKES 2000, KEELEY et al. 2012, WADE et al. 2000). Hazánkban az erdőtüzek meghatározó szerepet játszottak a korai holocénben (kb. 7800 kalibrált BP évig) az Alföld nyílt erdőssztyep vegetációjának fenntartásában (MAGYARI et al. 2010). A későbbiekben a hazai vegetációdinamikában betöltött szerepük csökkent, ám napjainkban a szándékosan vagy gondatlanságból okozott tüzesetek komoly veszélyfor-

rást jelentenek egyes élőhelyeken, így például a dolomitsziklagyepek és karsztbokorerdők helyére telepített feketefenyvesekben, a száalkaperjés félszáraz gyepekben és magas-kórós szegélytársulásaikban, valamint a homoki nyáras-borókásokban (BORHIDI és SANTA 1999, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, ÓNODI 2011, VARGA 2001). Az ismétlődő tüzeknek kitett vegetációtípusokban (tűzjárta élőhelyek) intenzíven tanulmányozzák a növénytársulások és az őket alkotó fajok, fajcsoportok tűz utáni regenerációját. Különösen a másodlagos szukcesszió korai szakaszában – a földbeni vegetatív hajtásaikról újrasarjadó geofitonok, cserjék és évelő lágyszárúak mellett – a leégett terület újbóli benépesítésében fontos szerepet kaphatnak a magról kelő, főleg egyéves lágyszárú-, illetve (fél)cserjefajok (GHERMANDI et al. 2004, KEELEY et al. 1981, KEELEY et al. 2012, ÓNODI 2011). Más esetben éppen a talaj magbankjának kimerülése nehezíti az eredeti természetes gypalkotók tűz utáni visszatelepedését (CSONTOS et al. 1998), s ez a folyamat egy környező természetes gyepektől elszigetelt területen több mint tíz évig is elhúzódhat (TAMÁS és CSONTOS 2006). A magról újulás sikerességét a tűz után nagyban meghatározza egyrészt az, hogy a talaj vagy a lombkorona magbankjában őrzött, és a magesővel a területre érkező magvak mennyire maradnak csírázóképesek, illetve válnak azzá. Másrészt az is befolyásolja, hogy mennyiben állnak rendelkezésre a csírázáshoz és a csíranövények növekedéséhez szükséges környezeti feltételek.

A tűz mindkét módon, azaz a magok csírázóképességére közvetlenül hatva, illetve a környezeti körülmények módosításával közvetve is befolyásolja az újulat megjelenését (BASKIN és BASKIN 1998). A tűz hőhatása képes feloldani számos faj (pl. pillangósok) keményhéjú magjainak fizikai dormanciáját, amit hazai vizsgálatok is igazolnak (pl. BÓZSING et al. 2006), valamint előidézni termésekbe vagy tobozokba zárt érett magvak kiszóródását (pl. a Proteaceae, Ericaceae, Pinaceae család több fajánál). A tűzben felforrósodott (akár 500–600°C-os hőmérsékletű) talajfelszínen vagy az avarban fekvő magvak ugyanakkor többnyire elpusztulnak. Az élő és a holt fitomassza elégeése módosítja a mikrokörnyezetet (pl. növeli a talajfelszínre érkező fény mennyiségét, a vörös/távoli vörös fény arányát, a talajfelszín hőmérsékletét és annak napi ingadozását, egyes felvehető ásványi tápanyagok mennyiségét: BASKIN és BASKIN 1998, SNYMAN 2003), s ezáltal kedvezőbb feltételeket teremt bizonyos fajok csírázásához. Csökkentheti ugyanakkor a talaj nedvességtartalmát, s ezzel a csíranövények kelési és túlélési arányát. A csírázásra hatással lehetnek az égés során felszabaduló gázok (pl. etilén, ammónia, nitrogén-oxidok) és a füstben, illetve az elszenesedett faanyagban található egyéb vegyületek is (pl. BALDWIN et al. 1994), amelyek az esővízzel bemosódnak a talajba. Szemlénk a tűz egyik közvetlen szerepével, a növényzet égésekor keletkező füsttel, és annak a fajok regenerációs sikerére gyakorolt hatásaival foglalkozik. Megírását egyrészt az indokolta, hogy a külföldi szakirodalom egyre bővül a füst egyes fajok csírázására és növekedésére kifejtett jótékony hatásáról és ennek gyakorlati alkalmazási lehetőségeiről, másrészt hazánkban ez a téma SOÓS és BALÁZS (2008) érdekes közleményének megjelenése ellenére sem kapott eddig szélesebb körben figyelmet. A hazai kutatások elsősorban a füst csírázásra gyakorolt hatásainak molekuláris hátterére összpontosulnak. E vizsgálatok célja annak felderítése, hogy a füstben található serkentő anyagok hogyan befolyásolják a csírázásban szerepet játszó gének expresszióját haszonnövényeknél (Soós et al. 2009, 2010). Ökológiai és természetvédelmi szempontból Magyarországon a téma teljesen újszerű, a füst hatását a hazai természetes flóra fajainál – tudomásunk szerint – még nem tanulmányozták.

DE LANGE és BOUCHER (1990) fedezte fel, és kísérletsorozatában elsőként igazolta, hogy a környező vegetáció elégésével képződött füst és annak vizes oldata, az ún. füst-víz képes megindítani, illetve serkenteni a csírázást a dél-afrikai fynbos növényzet egy fenyegetett fajánál (*Audouinia capitata*). A növény természetes felújulása kifejezetten a bozóttüzekhez kötődik. A jelenség első leírását követően intenzív vizsgálatok kezdődtek előfordulási gyakoriságának, biokémiai hátterének, ökológiai jelentőségének és gyakorlati alkalmazhatóságának feltárására. Szemlénkben ezeket a kutatási irányokat és főbb eredményeiket mutatjuk be.

A füst és vizes oldata hatásai

A füstnek több jótékony hatását is leírták, amelyek közül legjobban dokumentált a csírázás serkentése, elsősorban a csírázási arány növekedése révén (BALDWIN et al. 1994, BAXTER et al. 1994, BROWN et al. 1994, CLARKE és FRENCH 2005, COMMANDER et al. 2008, DE LANGE és BOUCHER 1990, DIXON et al. 1995, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998, MERRITT et al. 2006, PIERCE et al. 1995, RAIZADA és RAGHUBANSHI 2010, ld. még az 1. táblázatban szereplő forrásokat). Kevesebb vizsgálat elemzi a csírázás sebességére és a megindulásához szükséges időre gyakorolt hatást. A füst serkentő anyagai a csírázás korábbi indulását idézhetik elő (CROSTI et al. 2006, DEMIR et al. 2012, DIXON et al. 1995, MAVI et al. 2010, RAIZADA és RAGHUBANSHI 2010, SOÓS et al. 2009), és gyorsabb lefutását is eredményezhetik (COMMANDER et al. 2008, DEMIR et al. 2009, 2012, MÄREN et al. 2010, MOREIRA et al. 2010, RAIZADA és RAGHUBANSHI 2010, READ et al. 2000, REYES és CASAL 2006b, SPARG et al. 2005), noha ennek ellenkezőjére is van példa (DAWS et al. 2007). A csírázás füst által kiváltott fokozódásának egy valószínű magyarázata, hogy a füstben lévő anyagok hatására olyan folyamatok indulnak be, amelyek hozzájárulnak a magnyugalom feloldásához. Ezt a feltételezést erősíti meg, hogy egyes fajok olyan esetben is nagyobb arányban csíráznak, amikor magjaik csak a csíráztatást megelőzően, a megfelelő hőmérsékleti és fényviszonyok mellett végzett rétegzés ideje alatt érintkeznek az aktív füstkomponensekkel, a csíráztatás folyamán nem (pl. *Eragrostis curvula*: LONG et al. 2011b). Több fajnál a csírázásra gyakorolt kedvező hatás – kizárólag vagy elsősorban – az optimálistól eltérő csírázási feltételek mellett mutatkozik meg: például alacsony vagy magas hőmérsékleten (JAIN et al. 2006, MAVI et al. 2010), illetve sötétben (BROWN et al. 2003, MERRITT et al. 2006, SPARG et al. 2005). Vagyis a füst aktív vegyületei szélesítik a környezeti tényezők csírázásra alkalmas tartományát a faj számára. A jótékony hatás mértéke emellett függhet a magok minőségétől is: kisebb életerélyű (pl. idősebb) magoknál fokozottabb lehet (DEMIR et al. 2009, MAVI et al. 2010). A csírázás fokozódását egy- és kétszikű fajok, valamint nyitvatermők friss és száraz leveleinek és kisebb ágainak, sőt papír, cellulóz és agar-agar elégetésekor felszabaduló füst is kiváltotta (VAN STADEN et al. 2000). E tekintetben különösen a cellulóznak van nagy jelentősége, amely minden növényi szervezet építőeleme, így a serkentő anyagok természetes körülmények között, tüzek alkalmával bármely növényzeti típusban keletkezhetnek.

Több esetben, a füst vagy a füstvíz pozitív hatása nem, vagy nem csupán a csírázás serkentésében nyilvánul meg, hanem azt követően, a csiranövények gyorsabb növekedésében is (pl. nagyobb hajtásmagasság és -tömeg, hosszabb gyökérzet, nagyobb összes levélterület: JAIN et al. 2006, KULKARNI et al. 2007, 2008, MOREIRA et al. 2010, SPARG et al. 2005, SOÓS et al. 2009, 2010). Az életerély fokozódására szintén ismerünk adatokat (JAIN et al. 2006, KULKARNI et al. 2007, RAIZADA és RAGHUBANSHI 2010, SOÓS et al. 2009,

SPARG et al. 2005). Az aktív füstkomponensek növényi növekedésre és fejlődésre kifejtett hatásainak élettani mechanizmusairól még keveset tudunk. A nagyobb életerély háttérben állhat – többek között – a növény stressztűrő képességének növekedése (JAIN et al. 2006, JAIN és VAN STADEN 2007) a különböző (pl. magas hőmérsékletre vagy vízhiányra adott) stresszválaszokban is szerepet játszó gének túlműködése következtében (SOÓS et al. 2009, 2010). A füst legfontosabb serkentő anyaga, a karrikinolid (ld. a következő fejezetben) felerősítheti azokat a javító mechanizmusokat is, amelyek mérséklék a mag öregedése során bekövetkező életerély csökkenést. Ezáltal összehangoltabbá válhat a csírázás és a csíranövények növekedése (csökken méretbeli variációjuk: DEMIR et al. 2009). A csírázóképeség és az életerély növeléséhez hozzájárulhat a füst egyes kártevők elleni védelemben betöltött szerepe. NAUTYAL et al. (2007) kísérletesen igazolták, hogy fás-, illatos- és gyógynövények keverékének elégetésével 1 órán keresztül végzett füstölés markánsan csökkentette a levegőben található növényi kórokozó baktériumok számát, s ez a különbség 30 nap elteltével is kimutatható volt. Továbbá Soós et al. (2009) baktériumok és rovarkártevők által kiváltott stresszválaszokban szereplő gének fokozott kifejeződését mutatták ki füstvízzel kezelt kukoricaszemek csírázásának korai fázisában. Újabb vizsgálatok ugyanakkor arra hívják fel a figyelmet, hogy a füst anyagainak a növekedésre és életerélyre gyakorolt hatása ugyanazon fajnál különböző irányú is lehet a felvehető ásványi tápanyagok mennyiségétől függően (KULKARNI et al. 2012). Továbbá, a füst kedvezőtlenül is érintheti egyes fajok fiziológiai működését (CALDER et al. 2010). A szerzők vizsgálataiban szereplő, ismétlődő tüzekhez adaptálódott örökzöld nyitvatermő és lombhullató zárvatermő fajok többségénél a csemeték 20 perces füstkezelése rövid távon (30 perccel a kezelés után) csökkentette a levélszintű fotoszintézis egyensúlyi ütemét, noha nem okozta annak maradandó visszaesését, és nem vetette vissza a növekedést.

A füst pozitívan befolyásolhatja a reprodukív szervek fejlődését is. A fynbos egyik jellemző, dekoratív geofiton növénye, a *Cyrtanthus ventricosus*, amelynek virágzása obligát módon kötődik a tüzekhez, 24 órás füstkezelés hatására 3 napon belül virágzásnak indult, míg a kontroll növények egy hónap múlva is vegetatív állapotban maradtak (KEELEY 1993). Üvegházban elültetett paradicsommagok öntözése 1:500 v/v hígítású füstvízzel, gyorsította a palánták termésképzését és növelte a termések számát, ugyanakkor nem csökkentette a bogyók tömegét, méretét és tápértékét (KULKARNI et al. 2008).

A füstben található vegyületek – a magról történő felújulás mellett – serkenthetik a szomatikus embriogenezist is (JAIN et al. 2008, SENARATNA et al. 1999). A kerti muskátlinál például, az indukciós fázisban vagy azt megelőzően alkalmazott füstvizes kezelés növelte a hipokotil kultúrában regenerálódó embriók számát és fejlődésük sebességét (SENARATNA et al. 1999).

Az aktív füstkomponensek serkentő hatása a kezelést követően viszonylag tartósnak bizonyult. Kimutatható volt például füstvízzel kezelt talajba 53 nap múlva ültetett *Nicotiana attenuata* magok csírázási arányában (BALDWIN et al. 1994), valamint karrikinolid oldatban áztatott, majd 4 hónapig szárazon, szobahőmérsékleten tárolt paradicsommagokból kikelt palánták életerejében (JAIN és VAN STADEN 2007). Lényeges, hogy a füstben és vizes oldatában lévő aktív vegyületek csak nagyon kis mennyiségben (< 1 pg/mag; BALDWIN et al. 1994) serkentő hatásúak mind a csírázásra, mind a növekedésre. Továbbá, az a koncentráció(tartomány), amelyben ez a jótékony hatás érvényesül, fajonként eltérő lehet, és függhet a füstvíz előállításának módjától (ADKINS és PETERS 2001). Nagyobb töménységű vagy hosszabb időtartamú kezelés gyakran visszafogja, vagy

gátolja a csírázást (ADKINS és PETERS 2001, DAYAMBA et al. 2010, DIXON et al. 1995, DREWES et al. 1995, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998). Ez a csírázást gátló hatás azonban többnyire visszafordítható. Ha ugyanis a füstkezelést követően a magokat vízzel leöblítik, vagy a tömény füstoldat a természetben az esővízzel felhígul, akkor megindulhat a csírázás (pl. SPARG et al. 2005). Ez a késleltetett csírázási válasz biztosíthatja, hogy az adott faj csírázása a tűz után akkor következzen be, amikor a talaj nedvességellátottsága elérte a szükséges mértéket.

A füstben található serkentő anyagok és hatásmechanizmusuk

Vajon minek köszönhető a füst csírázást és növekedést serkentő hatása? A kérdésre még ma sem teljesen egyértelmű a válasz. A csírázást fokozó hatás felfedezését követő több mint egy évtizedben számos kísérlet indult a füst serkentő anyagának (vagy anyagainak) kémiai azonosítására. BALDWIN et al. (1994) például, a füstben található több mint száz szerves és szervetlen vegyület, valamint hozzájuk szerkezetileg hasonló anyagok tiszta formájának és keverékének csírázásra gyakorolt hatását tanulmányozták. Ám a szerzők ezek egyikéről sem mutattak ki a füstoldathoz hasonló serkentő hatást, sőt egyes vegyületek gátló hatásának bizonyultak a csírázásra. A kromatográfiás elválasztás eredményei egynél több aktív struktúra létezésére utaltak. A kémiai szerkezet feltárására irányuló kísérletek során ugyanakkor fény derült a serkentő anyagok több fontos fizikai és kémiai tulajdonságára. Megállapították, hogy 160–200°C közötti hőmérsékleten keletkeznek, és 200°C felett valószínűleg elillannak (BROWN és VAN STADEN 1997, VAN STADEN et al. 2000), bár korábban BALDWIN et al. (1994) alacsonyabb (125–150°C) párolgási hőmérsékletet közöltek. Az aktív füstkomponensek képesek számos anyag, így a magok, talajszemcsék vagy más csírázási közeg felületén megkötődni (DIXON et al. 1995, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998). Vízben oldódnak, így a többnyire a száraz évszakban képződő füst aktív vegyületei az esős évszakban a csapadékvízzel bemosódhatnak a talajba (ROCHE et al. 1997, STEVENS et al. 2007). Homoktalajban például, 16 mm csapadéknak megfelelő vízmennyiséggel bemosódott 2 g/ha serkentő anyag fokozta a *Brassica tournefortii* 18 cm mélyen fekvő magjainak csírázását (STEVENS et al. 2007). Sőt arra is van példa, hogy füsttel kezelt és elvetett magok felületéről a talajba bekerülő serkentő anyagok elősegítették a talaj magbankjában található más fajok csírázását; olyan fajokét, amelyek az elvetett magkeverékben nem voltak jelen (ROCHE et al. 1997, ROKICH et al. 2002). A füst vizes oldata stabil és hosszú ideig tárolható: 4°C-on legalább 4 évig (BROWN és VAN STADEN 1997), 10°C-on legalább 16 évig megőrizte a csírázást serkentő hatását (KULKARNI et al. 2011).

Az intenzív kutatómunka folyamán nagy áttörést jelentett, hogy 2004-ben dél-afrikai és ausztrál kutatók egymástól függetlenül azonosítottak egy füstben található vegyületet, amelyet mint a csírázást serkentő hatásért felelős legfőbb komponenst írtak le (FLEMATTI et al. 2004, LIGHT et al. 2009). Ez az anyag egy butenolid típusú vegyület, a 3-metil-2H-furo[2,3-c]piranon. Azóta e vegyület számos származékát előállították kémiai szintézissel, amelyek közül ötöt a füstből is izoláltak (FLEMATTI et al. 2009). Kimutatták, hogy noha ezek is hozzájárulhatnak egyes fajok csírázásának fokozásához, ma is az elsőként leírt butenolid tekinthető a füst legfőbb serkentő anyagának. Ez a fajok széles körében hatékonynak bizonyult, és a füstben viszonylag magas koncentrációban (40 µg/l) van jelen (míg származékai < 7 µg/l; FLEMATTI et al. 2009). Ezt a vegyületet – az ausztrál bennszülöttek „karrik” (= füst) szavából – karrikinolidnak (KAR₁) nevezték, az öt származék-

kot (KAR_2 - KAR_6) is magában foglaló vegyületszoportnak pedig a karrikin nevet adták. A karrikinolid egyik előnye, hogy nagyon kis koncentrációban (10^{-4} – 10^{-9} M) aktív (LIGHT et al. 2009). Hatékonysága többnyire hasonló a füstvízéhez, vagy meghaladja azt (FLEMMATTI et al. 2004, JAIN et al. 2006), és elérheti, vagy felül is múlhatja a gibberellinsavét (COMMANDER et al. 2008, DAWS et al. 2007, MERRITT et al. 2006, STEVENS et al. 2007). Újabb kutatási eredmények ugyanakkor arra hívják fel a figyelmet, hogy a karrikinolid nem tekinthető univerzális csírázást serkentő anyagnak a füstre választ adó fajok körében. Egyes fajoknál ugyanis, amelyek csírázókéességét a füstvíz fokozta, nem tapasztaltak nagyobb csírázási arányt karrikinolid hatására (pl. *Tersonia cyathiflora*: DOWNES et al. 2010, *Capsella bursa-pastoris*: DAWS et al. 2007). Ezeknél a fajoknál a csírázás fokozódását feltehetően a növényi anyag égésekor képződő füst más vegyülete(i) idézi(k) elő. Ilyen például a cianohidrinek csoportjába tartozó gliceritril, amelyről bebizonyosodott, hogy a spontán hidrolízisekor felszabaduló cianid több faj csírázását serkenti (NELSON et al. 2012). Egy további fontos eredmény, hogy a füstben kimutattak egy a karrikinoliddal rokon, ugyancsak butenolid típusú, de csírázást gátló vegyületet (3,4,5-trimetil-furanon), amely koncentrációjától függően ($\geq 10 \mu\text{M}$) csökkenti a KAR_1 serkentő hatását (LIGHT et al. 2010). Mindez arra utal, hogy a füst csírázásra és növekedésre gyakorolt hatása a benne található többféle serkentő és gátló anyag közötti bonyolult kölcsönhatások eredője.

A karrikinolid felfedezésével nagyobb lehetőség nyílt a serkentő hatás élettani és biokémiai mechanizmusának tanulmányozására is, amelyről ugyancsak nagyfokú komplexitás mondható el. Az ilyen kutatásokban gyakran jutottak arra a megállapításra, hogy a füstben lévő serkentő vegyületek hasonló funkciót töltenek be, mint a növény egyes belső növekedésszabályozó anyagai, illetve befolyásolják e növényi hormonok hatását. Például több, gibberellinsavra választ adó faj csírázókéességét, illetve csíranövényeinek növekedését a karrikinolid is fokozta (COMMANDER et al. 2008, DAWS et al. 2007, MERRITT et al. 2006, STEVENS et al. 2007). JAIN et al. (2008) vizsgálataiban a KAR_1 citokininekhez (kinetin) vagy az auxinhoz bizonyult hasonló hatásúnak: serkentette a szójabab kallusz sejtosztódását és a mungóbab gyökerezését, a legnagyobb válaszokat pedig e növényi hormonokkal együtt alkalmazva (a megfelelő koncentrációban) váltotta ki. A karrikinolid és az említett hormonok hatása közötti hasonlóság azonban önmagában még nem jelenti hatásmechanizmusuk azonosságát. Ennek mélyebb tanulmányozásához újabb genetikai vizsgálatokat végeznek különböző növényi hormonok metabolizmusában vagy jelátvitelében hibás mutánsok bevonásával, elsősorban *Arabidopsis thaliana*-val. Ilyen kísérletekben kimutatták például, hogy a karrikinolid csírázást növelő hatásának érvényre jutásához gibberellinsav bioszintézisre van szükség (NELSON et al. 2009, 2012). Már a karrikinolid felfedezésekor felfigyeltek arra, hogy a vegyület kémiai szerkezete nagy hasonlóságot mutat a sztrigolaktonokéval, amelyek több gyökérelősködő növény csírázását serkentik (DAWS et al. 2008, FLEMMATTI et al. 2004, LIGHT et al. 2009). *Arabidopsis thaliana* mutánsok vizsgálatával kapott újabb eredmények arra utalnak, hogy a sztrigolaktonok és a karrikininek szignáltranszdukciós útvonala – legalábbis részben – közös, és képesek hasonló választ kiváltani a növényben a csírázás és a csíranövények kezdeti fejlődése idején, ám később eltérő, specifikus egyedfejlődési folyamatokat indítanak be (NELSON et al. 2012). A szerzők mindkét vegyületszoport esetében további intenzív kutatásokat folytatnak a jelátviteli folyamatban résztvevő receptorok és a teljes útvonal megismerésére, valamint más jelátvivő rendszerekkel való kölcsönhatások feltárására. A növényi növekedésszabályozókkal analóg folyamatok beindítása mellett az aktív füstkomponen-

sek hatásának egy másik fontos mechanizmusa lehet, hogy olyan válaszokat váltanak ki a növényben, mint amelyeket a növény egyes környezeti stresszhatásokra (pl. vízhiány, alacsony hőmérséklet) ad. A karrikinolidos kezelés növelte például a reaktív oxigéngyökökkel szembeni védelemért felelős kataláz enzim aktivitását a sárgadinnye és zsálya csírázó magjaiban (DEMIR et al. 2012, MAVI et al. 2010). Soós et al. (2009) abszcizinsav-függő gének fokozott működését mutatták ki füstvízzel kezelt kukoricaszemek csírázásának korai szakaszában, ami hozzájárulhatott a fiatal növény stressztűrő képességének és életerejének növekedéséhez. Mindezeket megerősítik Soós et al. (2010) kukoricánál leírt újabb molekuláris genetikai eredményei, amelyek szerint füstvíz és karrikinolid hatására egyaránt a stresszválaszokban, a hormonális változásokban, valamint a csírázásban és a sejtnövekedésben szerepet játszó gének csoportjai fejeződnek ki a kontrollhoz képest nagyobb mennyiségben. A szerzők vizsgálatai arra is rámutatnak, hogy a túltermelő konkrét gének – hasonló funkciójuk ellenére – eltérően füstvíz és KAR₁ hatására, aminek oka feltehetően a füstben található többféle serkentő és gátló anyag együttes jelenléte. Feltételezik, hogy a füst aktív komponenseit olyan receptor érzékeli, amelyet más környezeti jeleket (pl. stressz, fény) feldolgozó jelátvivő rendszer is használ; vagy a tűzadaptált növényeknél az evolúció során egy speciális, füstre érzékeny receptor fejlődött ki, amelynek ősi formája a növényvilág több képviselőjénél is megtalálható (Soós et al. 2010). Mindezek lehetséges magyarázatai annak, hogy a serkentő hatás széles körben, tűz nem járta élőhelyek fajainál is kimutatható.

Mely fajok csírázását segíti a füst vagy vizes oldata?

DE LANGE és BOUCHER (1990) közleménye óta számos (összesen több mint 1200), filogenetikailag egymástól távoli növény családba tartozó, több kontinens tűzjárta és tűz nem járta élőhelyén jellemző fajról, továbbá több termesztett haszonnövényről kimutatták, hogy csírázásukat serkenti a füst (BROWN és VAN STADEN 1997, KULKARNI et al. 2011, VAN STADEN et al. 2000). A füstre adott pozitív csírázási válasz előfordul egyes nyitvatermő fajoknál (BASKIN és BASKIN 1998), és szélesen elterjedt a zárvatermők törzsfáján az ősibb növény családotól (pl. Aizoaceae) a levezetett csoportok (pl. Poaceae, Restionaceae) egyes képviselőiig (PAUSAS és KEELEY 2009). Máig is vitatott, hogy ez vajon arra utal-e, hogy e tulajdonság már a magvas növények fejlődésének korai szakaszában kialakult és a csírázás legalapvetőbb lépésein keresztül valósul meg, vagy pedig konvergens evolúció útján többször megjelent az egymástól távoli leszármazási vonalakon (KEELEY et al. 2012, PAUSAS és KEELEY 2009). A kérdés eldöntéséhez várhatóan hozzásegít majd a füstben található serkentő anyagok és hatásmechanizmusuk mélyebb megismerése, ugyanis jelenleg még nem tisztázott, hogy ezek mennyire egységesek a füstre választ adó fajok körében. A füst csírázást serkentő hatását elsőként olyan fajoknál írták le, amelyek élőhelyén az ismétlődő tüzek a vegetáció természetes dinamikájának részét képezték az evolúció során, illetve ma is ez jellemző rájuk. Közülük több faj csírázása más körülmények között (tűz, illetve füst hiányában) nehezen, vagy nem is indul meg. Különösen igaz ez a mediterrán örökzöld, szklerofill bozótcserjésekben, mint amilyen a chaparral Kaliforniában (KEELEY és FOTHERINGHAM 1998), a fynbos Dél-Afrikában (BROWN et al. 1994, 2003, DE LANGE és BOUCHER 1990) és a kwongan Nyugat-Ausztráliában. DIXON et al. (1995) vizsgálatában szereplő 94 nyugat-austráliai őshonos faj csaknem fele pozitív csírázási választ adott a füstre. BASKIN és BASKIN (1998) összegyűjtötte a mediterrán cserjések azon fajait, amelyekről bebizonyosodott, hogy csírázásukat serkenti a füst vagy a füstvíz. Kimutatták a

füst jótékony hatását száraz Eucalyptus-erdők és erdőssztyepek (CLARKE és FRENCH 2005, PENMAN et al. 2008, READ et al. 2000, ROCHE et al. 1997), mérsékeltövi gyepek és szavanának (BAXTER et al. 1994, JEFFERSON et al. 2008) fajainál is. Noha arra is van példa, hogy visszatérő tüzeknek kitett élőhelyen a vizsgált fajok többsége nem reagált az alkalmazott füstvizes kezelésre (DAYAMBA et al. 2010).

A füst által serkentett csírázás egyaránt megfigyelhető volt egy- és kétszikű, a tűz után magról újuló egyéves és hosszú életű, föld alatti vegetatív szerveikről újrasarjadó élőlények körében, és több életformánál az egyévesektől a fákig (BROWN et al. 2003, DIXON et al. 1995, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998, PENMAN et al. 2008, READ et al. 2000, ROCHE et al. 1997, VAN STADEN et al. 2000). Mediterrán cserjésekben továbbá, a serkentő hatás nem függött a mag méretétől és alakjától, és előfordult olyan fajoknál is, amelyek magjai a nyugalmi állapotot a lombkoronában töltik. Egy fynbosban végzett, 221 fajra kiterjedő vizsgálat szerint a fajok életformája és magterjesztésük módja (pl. szél, víz, hangyák, madarak) alapján csak csekély megbízhatósággal jósolhatjuk meg füstre adott csírázási válaszukat (BROWN et al. 2003). A szerzők eredményei szerint a füst legnagyobb valószínűséggel az élő légyszárúak csírázását serkenti, amelyek magjai passzív úton vagy szél által terjednek (BROWN et al. 2003, VAN STADEN et al. 2000). Egyedül a geofitonokról állítható nagy bizonyossággal, hogy csírázásukat a füst nem befolyásolja lényegesen.

A füst csírázást serkentő hatását feltáró kutatások később kiterjedtek tűz nem járt élőhelyek fajaira is. Az első ilyen vizsgálatban PIERCE et al. (1995) megállapították, hogy a Mesembryanthemaceae családban a füstvíz – a család fynbosban élő számos képviselője mellett – a szukkulensek által uralt félsivatagi növényzet (karoo) több fájának csírázókéességét is fokozza. Chile mediterrán szklerofill vegetációjában azonban – ahol az ismétlődő tüzek csak az elmúlt néhány évszázadban váltak gyakorivá emberi tevékenység nyomán, és a növényzet természetes dinamikájának eredetileg nem képezték részét – a füst visszavetette, vagy nem befolyásolta számottevően a vizsgált őshonos fás- és légyszárú fajok többségének csírázását (FIGUEROA és CAVIERES 2012, FIGUEROA et al. 2009, GÓMEZ-GONZÁLEZ et al. 2008). Szántóföldi gyomnövényeknél az alkalmazott koncentrációjú füstvíz – fajtól függően – serkentette, csökkentette, vagy nem befolyásolta a csírázást és a csiranövények növekedését (ADKINS és PETERS 2001, DAWS et al. 2007, STEVENS et al. 2007). Hasonló változatosságot tapasztaltak MERRITT et al. (2006) is Nyugat-Ausztrália tűz nem járt, száraz területein őshonos efemer fészkesvirágzatú fajok füstvízre adott csírázási válaszában. Ugyanakkor több gazdasági növénynél is kimutatták a füst vagy a benne található legfőbb serkentő anyag kedvező hatását a csírázásra (1. táblázat).

Az eddigi vizsgálatok arra is rámutattak, hogy a csírázást fokozó hatás különbözhet ugyanazon faj eltérő földrajzi területről, illetve évből származó populációjánál (BALDWIN et al. 1994, DIXON et al. 1995, FIGUEROA és CAVIERES 2012, LONG et al. 2011a,b; STEVENS et al. 2007). Ennek oka lehet, hogy több fajnál a magnyugalmat befolyásolják a termőhelyi feltételek, amelyek a mag fejlődése alatt az anyanövényt érik (pl. ásványi tápanyag- és vízellátottság), klimatikus tényezők és a múltbeli égési rendszer, amelyek helyi adaptációhoz vezethetnek, valamint a genotípusos variáció. Emellett, a csírázást serkentő anyagokkal szemben mutatott fogékonyságot módosíthatják a magok nyugalmi állapotának évszakos változásai (LONG et al. 2011a). Ezért egy adott faj választását csak több lokalitásról és évből gyűjtött magminta elemzésével ismerhetjük meg alaposan.

Számos fajt magában foglaló interspecifikus összehasonlításokban többnyire azt ta-

pasztalták, hogy a fajok rendszertani hovatartozásától független a füstre adott csírázási válasz iránya és mértéke (CLARKE és FRENCH 2005, DIXON et al. 1995, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998, PENMAN et al. 2008). Ennek egy magyarázata lehet, hogy a fajok érzékenységet a füst aktív komponenseire feltehetően elsősorban a magnyugalom és a magbank típusa határozza meg. Mégis, egyes növénycsaládokban a vizsgált fajok jelentős részénél tapasztaltak csírázást serkentő hatást (pl. Ericaceae: BASKIN és BASKIN 1998, BROWN et al. 2003; Restionaceae: BROWN et al. 1994; Orobanchaceae: DAWS et al. 2008). Ugyanakkor más családok képviselői között ritkábban fordult elő pozitív csírázási válasz (pl. a keményhéjú magokkal bíró pillangósok: MOREIRA et al. 2010, REYES és TRABAUD 2009, ROCHE et al. 1997, Proteaceae: DIXON et al. 1995, ROCHE et al. 1997). A harmadik eset, hogy egy családon belül az egyes fajok között igen nagy a változatosság abban, hogy a füst anyagai serkentik-e a csírázásukat (Poaceae: áttekinti LONG et al. 2011b, továbbá vö. pl. ADKINS és PETERS 2001, CLARKE és FRENCH 2005, DAYAMBA et al. 2010 és JEFFERSON et al. 2008 eredményeit; Mesembryanthemaceae: PIERCE et al. 1995). Számos rokonsági körre, különösen a fajgazdag növénycsaládokra vonatkozóan azonban még kevésbé ismert, hogy közöttük mennyire széles körben fordul elő a füst csírázást fokozó hatása. Ilyen jellegű kutatások csak az utóbbi években kezdődtek (pl. Solanaceae: COMMANDER et al. 2008; Asteraceae: JEFFERSON et al. 2008, MERRITT et al. 2006; Brassicaceae: LONG et al. 2011a; Pinaceae: REYES és CASAL 2006a). Közülük az erdeifenyő-félék családja képviselőinek füstre adott csírázási válasza azért is érdemel különös figyelmet, mert természetes vagy telepített állományaik dinamikájának jellemző elemét jelentik a visszatérő tüzek (CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, DUCHESNE és HAWKES 2000, TAMÁS 2001).

A fentiek alapján bizonyára sokunkban felmerül a kérdés, hogy vajon kimutatható-e és mennyire gyakori jelenség a magyar flórában, hogy a füst, illetve a benne található vegyületek jótékony hatással vannak a csírázásra? Az 1. táblázat áttekinti a hazai természetes flóra, valamint termesztett haszonnövényeink azon tagjait, amelyek füstre, füstvízre vagy a karrikinolidra adott csírázási válaszáról a szakirodalom közöl adatot. A táblázatban feltüntettük saját vizsgálataink előzetes eredményeit is (MOJZES és KALAPOS nem publikált eredmények). Pozitív a válasz, ha az adott kísérletsorozatban (közleményben) volt olyan töménységű füst vagy oldat, amely a vizsgálatban szereplő feltételek valamelyike mellett fokozta az adott faj csírázókéességét. Több fajnál előfordult, hogy más szerzők ennek ellentmondó eredményre jutottak („0” vagy „-” jel a táblázatban). Az itt szereplő 65 természetes növényfaj körülbelül felénél (33 faj) és 8 haszonnövénynél kimutatható volt csírázást serkentő hatás, míg negatív válasz a vizsgált fajok mindössze 10%-ánál (7 faj) fordult elő. Azon családok közül, amelyeket 7 vagy több faj képvisel a táblázatban, a csírázást fokozó hatás legnagyobb gyakorisággal a Brassicaceae családban (a fajok 75%-ánál) jelentkezett, ezt a Poaceae (56%) és az Asteraceae (43%) családok követték. Mellettük érdemes kiemelni még az Orobanchaceae családot, amelyben a karrikinolid mind az 5 hazánkban is élő faj csírázását serkentette. Természetesen ezek a gyakoriságok a jövőben jelentősen módosulhatnak, ha a vizsgálatok nagyobb fajkészletre terjednek ki. Továbbá, ez az áttekintés is megerősíti azt a megállapítást, hogy a csírázást növelő hatás nem feltétlenül érvényesül minden körülmények között, hanem egy adott faj válasza függhet az alkalmazott füst vagy oldat koncentrációjától, valamint a magok csírázási és a csírázást megelőző tárolási feltételeitől. LONG et al. (2011b) fűfajok eltérő érzékenységét tapasztalták a kísérletükben használt töménységű karrikinolid oldatokra különböző csírázási hőmérsékleti és fényviszonyok mellett, illetve frissen gyűjtött és utóérlelt magoknál.

Egyes fajok magjai csak a talajban eltöltött bizonyos idő után válnak fogékonnyá a füstre, s az a frissen gyűjtött vagy a laboratóriumban szárazon tárolt magokra nincs hatással (KEELEY és FOTHERINGHAM 1998, ROCHE et al. 1997). LONG et al. (2011a) a karrikinolidra adott csírázási válasz három típusát különbözteti meg: az „azonnali”, a „kiváltható” és a „nem ismert” kategóriát. Az azonnali választ adó fajok frissen (az érett magok betakarítását követő egy hónapon belül) csíráztatott magjai a számukra megfelelő környezeti feltételek mellett, karrikinolid hatására nagyobb arányban csíráznak (pl. *Raphanus raphanistrum*). A fajok más részénél ilyen serkentő hatás csak abban az esetben váltható ki, ha a magok nyugalmi állapota a karrikinolidos kezelést megelőzően legalább részben megszűnik. Ez bekövetkezhet a természetben (pl. a talajban elfekve), vagy laboratóriumi körülmények között, különböző feloldó mechanizmusok (pl. rétegzés, száraz utóérlelés, száraz és nedves közegben tartás váltogatása) révén (pl. *Heliophila pusilla*). Ilyen utókezelések ugyanakkor csökkenthetik az azonnali választ adó fajok csírázókéességét. A harmadik csoport tagjairól csak annyit állíthatunk, hogy csírázásukat a karrikinolid az eddigi vizsgálati körülmények között nem befolyásolta lényegesen. Pozitív válasz nem zárható ki tehát azon fajok esetében sem, amelyekről az 1. táblázatban szereplő adatok alapján eddig nem mutattak ki csírázást serkentő hatást. Ezért is lényeges hasonló vizsgálatokat végezni a magyar flóra képviselőinek hazai populációin a külföldi eredmények megerősítésére, illetve bővítésére.

1. táblázat A füst, füstvíz vagy a karrikinolid hatása Magyarország területén megtalálható egyes őshonos, adventív vagy termesztett növényfajok csírázókéességére az ebben a szemlében áttekintett szakirodalom adatai és saját vizsgálataink előzetes eredményei alapján. A jövevényfajokat * jelöli. A kérdőjel nem egyértelmű eredményt jelent. A kontrollhoz viszonyított csírázási arány vagy azzal rokon mennyiség a kezelés hatására szignifikánsan ($p < 0,05$) magasabb (+), alacsonyabb (-), vagy nem különbözik (0). A fajok nevezéktana KIRÁLY (2009) munkáját követi, a családok szerinti besorolást PODANI (2007) alapján végeztük.

Table 1. Influence of smoke, smoke-water or karrikinolide on the germinability of certain native, adventive or cultivated plant species in the Hungarian flora based on literature data and our own unpublished results. Asterisk indicates adventive species. Question mark denotes an ambiguous result. Germination percentage or a related parameter significantly ($p < 0.05$) increased (+), decreased (-) or did not change (0) compared to control. Nomenclature follows KIRÁLY (2009), taxonomy according to PODANI (2007).

Faj (Species)	Füst (Smoke)	Füstvíz (Smoke-water)	Karrikinolid (Karrikinolide)	Forrás (Reference)
Természetes fajok (Natural species)				
Amaranthaceae				
<i>Chenopodium album</i>		+	0	DAWS et al. (2007)
Apiaceae				
<i>Angelica sylvestris</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Anthriscus caucalis</i>	0			FIGUEROA et al. (2009)
	+			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
<i>Heracleum sphondylium</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)

1. táblázat folytatása

Contd. Table 1.

<i>Faj (Species)</i>	<i>Füst (Smoke)</i>	<i>Füstvíz (Smoke- water)</i>	<i>Karrikinolid (Karrikinolide)</i>	<i>Forrás (Reference)</i>
Asteraceae				
<i>Achillea millefolium</i>	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
<i>Hypochoeris radicata</i>		0		COATES (2003)
<i>Rudbeckia hirta</i> *	0			JEFFERSON et al. (2008)
<i>Senecio jacobaea</i>		0	+	DAWS et al. (2007)
	+			PÉREZ-FERNÁNDEZ és RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA (2003)
<i>Sonchus oleraceus</i>		+		COATES (2003)
<i>Thrinacia nudicaulis</i>	0			FIGUEROA et al. (2009)
Betulaceae				
<i>Alnus glutinosa</i>	+			CROSTI et al. (2006)
Brassicaceae				
<i>Arabidopsis thaliana</i>			+	NELSON et al. (2009)
<i>Capsella bursa- pastoris</i>		+	0	DAWS et al. (2007)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
<i>Cardamine hirsuta</i>	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
<i>Raphanus raphanistrum</i>			+	LONG et al. (2011a)
		+	+	STEVENS et al. (2007)
<i>Rapistrum rugosum</i> *			+	LONG et al. (2011a)
<i>Sinapis arvensis</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Sisymbrium orientale</i>			+	LONG et al. (2011a)
		-	+	STEVENS et al. (2007)
Caryophyllaceae				
<i>Stellaria media</i>		+	+	DAWS et al. (2007)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Ericaceae				
<i>Calluna vulgaris</i>		+		MÄREN et al. (2010)
Euphorbiaceae				
<i>Mercurialis annua</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)
Fabaceae				
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0			REYES és TRABAUD (2009)
<i>Medicago polymorpha</i> *	0			FIGUEROA et al. (2009)
Fagaceae				
<i>Quercus robur</i>	0			REYES és CASAL (2006b)

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

<i>Faj (Species)</i>	<i>Füst (Smoke)</i>	<i>Füstvíz (Smoke-water)</i>	<i>Karrikinolid (Karrikinolide)</i>	<i>Forrás (Reference)</i>
Gentianaceae				
<i>Centaurium erythraea</i>	0			PENMAN et al. (2008)
Geraniaceae				
<i>Erodium cicutarium</i>	0			FIGUEROA et al. (2009)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Juncaceae				
<i>Juncus bufonius</i>	0			FIGUEROA et al. (2009)
Lamiaceae				
<i>Lamium purpureum</i>		-		ADKINS és PETERS (2001)
Malvaceae				
<i>Malva neglecta</i>		+		ADKINS és PETERS (2001)
		0	+	DAWS et al. (2007)
Myrsinaceae				
<i>Anagallis arvensis</i>	+			READ et al. (2000)
Oleaceae				
<i>Fraxinus ornus</i>	-			CROSTI et al. (2006)
Orobanchaceae				
<i>Lathraea squamaria</i>			+	DAWS et al. (2008)
<i>Orobanche caryophyllacea</i>			+	DAWS et al. (2008)
<i>Orobanche cernua</i>			+	DAWS et al. (2008)
<i>Orobanche minor</i>			+	DAWS et al. (2008)
			?	NELSON et al. (2009)
<i>Orobanche purpurea</i>			+	DAWS et al. (2008)
Papaveraceae				
<i>Papaver rhoeas</i>		0	+	DAWS et al. (2007)
Pinaceae				
<i>Pinus nigra</i> *	0			REYES és CASAL (2006a)
<i>Pinus sylvestris</i>	0			REYES és CASAL (2006a)
Plantaginaceae				
<i>Veronica hederifolia</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Veronica persica</i> *		+		ADKINS és PETERS (2001)
Poaceae				
<i>Alopecurus myosuroides</i> *		+		ADKINS és PETERS (2001)
		0	0	DAWS et al. (2007)

1. táblázat folytatása

Contd. Table 1.

<i>Faj (Species)</i>	<i>Füst (Smoke)</i>	<i>Füstvíz (Smoke-water)</i>	<i>Karrikinolid (Karrikinolide)</i>	<i>Forrás (Reference)</i>
<i>Avena fatua</i>		+		ADKINS és PETERS (2001)
		-	+	DAWS et al. (2007)
			+	LONG et al. (2011b)
		+	+	STEVENS et al. (2007)
<i>Avena ludoviciana</i> *		+		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Briza media</i>	0			RIVAS et al. (2006)
<i>Bromus sterilis</i>		-	0	DAWS et al. (2007)
<i>Bromus tectorum</i>		0	0	DAWS et al. (2007)
<i>Dactylis glomerata</i>	+			PÉREZ-FERNÁNDEZ és RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA (2003)
<i>Danthonia decumbens</i>	0			RIVAS et al. (2006)
<i>Eragrostis cilianensis</i>	+			READ et al. (2000)
<i>Holcus lanatus</i>	0			PÉREZ-FERNÁNDEZ és RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA (2003)
	0			RIVAS et al. (2006)
<i>Melica ciliata</i>	+			REYES és TRABAUD (2009)
<i>Melica transsilvanica</i>		0		MOJZES és KALAIPOS (nem publikált eredmények)
<i>Poa annua</i>	+			FIGUEROA et al. (2009)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
<i>Sorghum halepense</i> *		+		ADKINS és PETERS (2001)
		0	+	DAWS et al. (2007)
<i>Vulpia bromoides</i>		-		COATES (2003)
	-			FIGUEROA et al. (2009)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Polygonaceae				
<i>Fallopia convolvulus</i>		+		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Persicaria maculosa</i>		+		ADKINS és PETERS (2001)
<i>Polygonum aviculare</i>		0		ADKINS és PETERS (2001)
		0	0	DAWS et al. (2007)
<i>Rumex obtusifolius</i>		0	0	DAWS et al. (2007)
Ranunculaceae				
<i>Clematis vitalba</i>	+			CROSTI et al. (2006)
Rosaceae				

1. táblázat folytatása

Contd. Table 1.

<i>Faj (Species)</i>	<i>Füst (Smoke)</i>	<i>Füstvíz (Smoke- water)</i>	<i>Karrikinolid (Karrikinolide)</i>	<i>Forrás (Reference)</i>
<i>Aphanes arvensis</i>	0			FIGUEROA et al. (2009)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Rubiaceae				
<i>Galium aparine</i>		+		ADKINS és PETERS (2001)
		0	0	DAWS et al. (2007)
	0			FIGUEROA et al. (2009)
	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Solanaceae				
<i>Solanum nigrum</i>	-			READ et al. (2000)
Urticaceae				
<i>Urtica urens</i>	0			FIGUEROA és CAVIERES (2012)
Termesztett növények (Cultivated plants)				
Asteraceae				
<i>Lactuca sativa</i>		+		DREWES et al. (1995)
		+	+	FLEMATTI et al. (2004)
Brassicaceae				
<i>Sinapis alba</i>		0	+	DAWS et al. (2007)
Cucurbitaceae				
<i>Cucumis melo</i>			+	MAVI et al. (2010)
Lamiaceae				
<i>Thymus vulgaris</i>		+		MOREIRA et al. (2010)
		0		MOJZES és KALAIPOS (nem publikált eredmények)
Poaceae				
<i>Zea mays</i>		+		SOÓS et al. (2009)
		+	+	SOÓS et al. (2010)
Solanaceae				
<i>Capsicum annuum</i>			+	DEMIR et al. (2012)
<i>Lycopersicon esculentum</i>			+	JAIN et al. (2006)
<i>Solanum melongena</i>			+	DEMIR et al. (2009)
Violaceae				
<i>Viola hederacea</i>	0			PENMAN et al. (2008)

A füstre adott válasz jelentősége a növényközösségekben

Ahogy ismereteink fokozatosan bővülnek a füstben található serkentő anyagok növényfajokra gyakorolt hatásairól, egyre inkább felvetődik a kérdés, hogy vajon a füstre adott csírázási válaszok fajonként sok esetben eltérő volta mekkora szerepet játszhat a növényközösségek összetételének és szerkezetének alakításában a visszatérő tüzek hatásának kitett élőhelyek tűz utáni regenerációja során. A füst csírázást serkentő hatásának egy előnye az lehet, hogy jelzi a növény számára, ha a csírázáshoz és a csíranövények növekedéséhez kompetíciótól mentes környezeti feltételek állnak rendelkezésre. Hiszen az eredeti vegetáció és a felhalmozódott avar leégése után több lesz a megtelepedésre alkalmas nyílt talajfelszín, valamint nagyobb mennyiségben válhatnak hozzáférhetővé bizonyos források (pl. fény, egyes ásványi tápanyagok; BASKIN és BASKIN 1998, SNYMAN 2003). Ennek alapján azt várhatjuk, hogy a leégett terület másodlagos szukcessziójának kezdeti szakaszában nagyobb sikerrel telepednek meg olyan fajok, amelyek felújulását segíti a füst. BROWN et al. (2003) szerint viszont a füstre adott pozitív csírázási válasz gyakori előfordulása egymástól távoli növénycsoportokban, ugyanakkor sok esetben nem egységes megléte egy családon vagy nemzetségen belül arra utal, hogy valószínűleg nem hat rá erős szelekciós nyomás, inkább neutrális tulajdonság lehet. KEELEY et al. (2012) hangsúlyozzák, hogy e sajátság adaptív jellegének megítélésakor lényeges megkülönböztetni az obligát füstfüggő fajok kizárólag füst hatására meginduló csírázását a fajok szélesebb körében előforduló, füst által serkentett csírázástól.

A téma újszerűségéből adódóan eddig kevés kutatás terjedt ki a füstre adott fajspecifikus válaszok közösségi hatásaira. Ezért fontos kiemelni az ilyen irányú kutatások szükségességét, amelyek vélhetően közelebb visznek ahhoz, hogy becsüljük e sajátság jelentőségét a társulás fajösszetételére, szerkezetére és dinamikájára. Több vizsgálatban tapasztalták például, hogy természetes nyílt erdők talajának kezelése füsttel vagy füstvízzel növelte a kicsírázott növényegyedek számát és a diverzitást (LLOYD et al. 2000, READ et al. 2000, ROCHE et al. 1997, ROKICH et al. 2002). Bolygatott élőhelyeken, például felhagyott bányaterületeken, amelyekre helyreállításuk céljából a közeli természetes erdőből származó feltalajt terítettek, ugyanakkor ez a hatás kisebb mértékű volt (ROCHE et al. 1997, ROKICH et al. 2002), vagy nem volt szignifikáns (COATES 2003). Ennek egy lehetséges magyarázata, hogy a feltalaj áthelyezése a degradált területre, mint bolygatás, önmagában, azaz a kontroll területen is növelte a benne őrzött fajok csírázási sikerét. Az ilyen kutatások lényeges részét képezi, hogy a közösséget alkotó főbb funkciós csoportok (pl. pázsitfűvek, pillangósok, egyéb kétszikűek) és életforma-típusok (pl. egyévesek, évelő lágyszárúak, fásszárúak) között van-e különbség a füst(víz) serkentő hatásában. READ et al. (2000) vizsgálataiban a füst a fűvek csírázását serkentette legnagyobb mértékben, és nem befolyásolta lényegesen más egyszikűek és a cserjék csíranövényeinek denzitását. BROWN et al. (2003), már említett elemzésük során ugyanakkor, többnyire csak marginálisan szignifikáns összefüggéseket találtak a fynbos fajok életformája, illetve magterjesztésük módja és a füst által serkentett csírázás előfordulási gyakorisága között. Több esetben ugyanis egy funkciós típuson belül is jelentős különbségek mutatkoznak az egyes fajok füstre adott csírázási válaszában (pl. szántóföldi gyomoknál: ADKINS és PETERS 2001, DAWS et al. 2007; évelő pázsitfűveknél: CLARKE és FRENCH 2005; szklerofill fásszárúaknál: GÓMEZ-GONZÁLEZ et al. 2008).

A füstnek a fajok sikerességére gyakorolt hatása gyakran függ más, a regenerációs képességet ugyancsak befolyásoló ökológiai tényezőktől is (pl. hőmérsékleti- és fényviszonyok, ásványi tápanyagok hozzáférhetősége). A füst sokszor e tényezőkkel kölcsönhatásban alakítja a tűz után felújuló növényzet összetételét. Bediffundálva, vagy a csapadékvízzel bemosódva a talaj mélyebb rétegeibe, ahová kevesebb fény és hő jut le, a füst kedvező hatással lehet egyes fényérzékeny, vagy magas hőmérsékleten csírázó fajok mélyen eltemetett magjaira is, amelyek így jelentősebb talajbolygatás nélkül is kikelhetnek (DIXON et al. 1995, SPARG et al. 2005). Olyan fajoknál, amelyek magjai rosszul tűrik a növényzet égésekor keletkező magas hőmérsékletet (pl. DAYAMBA et al. 2010, KEELEY és FOTHERINGHAM 1998), csak ilyen esetben érvényesülhet a füst jótékony hatása. Amennyiben a füst és a magas hőmérséklet egyaránt serkenti a csírázást, akkor hatásuk erősítheti egymást (CLARKE és FRENCH 2005, THOMAS et al. 2003). Arra is van példa, hogy e két tényező egymás hatását kiegészítve, más-más fajcsoport képviselőinek felújulását ösztönzi, s így növelheti a társulás fajgazdagságát. READ et al. (2000) kísérleteiben, száraz eukaliptusz erdőben a feltalaj magbankjának füstkezelése elsősorban az élő füvek, míg a hőkezelés legnagyobb mértékben a cserjék fajgazdagságára volt kedvező hatással. Chile örökzöld, mediterrán cserjés vegetációjában (matorral) ugyanakkor, a talaj füstölése, valamint a füstölés és a magas hőmérsékleti kezelés kombinációja nem befolyásolta lényegesen a magbankból csírázó fajok átlagos számát (FIGUEROA és CAVIERES 2012, FIGUEROA et al. 2009). Egyes fajok csak a füst és a magas hőmérséklet együttes hatására mutatnak nagyobb csírázási hajlandóságot, a két tényező külön-külön hatástalan marad (CLARKE és FRENCH 2005, THOMAS et al. 2003). Az idézett vizsgálatok arra is felhívják a figyelmet, hogy a magas hőmérsékletre adott csírázási válasz iránya és mértéke – a füstéhez hasonlóan – függ a hatás intenzitásától (azaz a hőfoktól), valamint az időtartamától. Erre mutatnak rá BÓZSING et al. (2006) vizsgálatai is. Az a tartomány, amelyen belül a jótékony hatás érvényesül, fajonként eltérő lehet. Egyik vagy másik tényezőnek (füst, illetve magas hőmérséklet) csak egy szűk tartományában megmutatkozó pozitív válasz az adott faj regenerációs niche-ének korlátozott voltát jelentheti (pl. a *Baeckea imbricata* cserjénél: THOMAS et al. 2003). Így a tűz jellege (intenzitása, hevessége, terjedési sebessége stb.), s ennek térbeli és időbeli heterogenitása maga is befolyásolhatja a növény-társulás tűz utáni szukcesszióját és diverzitását. A nagy mennyiségű száraz avar táplálta tűz, amely gyorsan és magas lánggal terjed – különösen erős hátszél esetén (CSERESNYÉS és CSONTOS 2004) – és nagyobb terület leégését eredményezi (ÓNODI 2011), feltehetően más fajok felújulását segíti (vagy éppen gátolja), mint a kisebb, nedves avartömeg lassú, füstölő égése. A különböző gyakoriságú és intenzitású tüzek hosszú távon eltérő módon befolyásolhatják a felvehető ásványi tápanyagok mennyiségét is a talajban (különösen a nitrogénét: RICHARDS et al. 2011), amelyek nemcsak önmagukban, hanem a füst anyagaival kölcsönhatásban is fontos meghatározói lehetnek a tűz utáni növényzet tömegességi viszonyainak. KULKARNI et al. (2012) üvegházi kísérleteiben például, a dél-afrikai gyepek gyakori leégése utáni tápanyagszegény élőhelyen domináns fűfajnál (*Themeda triandra*), N hiányos táptalajon, az alkalmazott koncentrációjú füst- és karrikinolid oldatok növelték a csíranövények tömegét, illetve életerejét a desztillált vízzel öntözött kontrollhoz viszonyítva, míg megfelelő ásványi tápanyag (NPK) ellátás mellett többnyire elmaradt a serkentő hatás. A fűfaj nitrogénigényes kompetitorának (*Eragrostis curvula*) N megvonással nevelt csíranövényei ugyanakkor, füstvíz vagy KAR_I-oldat hatására visszafogott növekedést és életerőt mutattak.

Nincs, vagy kevés tudásunk van arról, hogy az aktív füstkomponensek hogyan befolyásolják a közösség szerveződésének több fontos elemét, így például inváziós fajok terjedését vagy a gyökér-gomba kapcsolatokat. Ez utóbbi kérdést összetettebbé teszi, hogy egyes talajban élő mikroorganizmusok is termelnek butenolid típusú vegyületeket, amelyek mikotoxikus hatásúak (LIGHT et al. 2009). A füst özönfajokra gyakorolt hatásának megismerése azért is lényeges, mert eluralkodásuk (nagy tömegű gyúlékony avarjuk) sok esetben pozitív visszacsatolással erősíti az ismétlődő tüzek tartós fennmaradását, ami ökoszisztémák átalakulásához vezethet (pl. erdőkből gyepek: D'ANTONIO és VITUSEK 1992). Több vizsgálatban tapasztalták, hogy a füst(víz) fokozza egyes inváziós fajok csírázókéességét (ADKINS és PETERS 2001, FIGUEROA és CAVIERES 2012, FIGUEROA et al. 2009, RAIZADA és RAGHUBANSHI 2010). Ám például a chilei matorralban a talaj füstkezelése nem befolyásolta a magbankból kihajtott idegenhonos fajok átlagos számát, és nem volt jelentős hatással az őshonos fajokéra sem (FIGUEROA és CAVIERES 2012, FIGUEROA et al. 2009).

A füst és a füstvíz hasznosítása a természetvédelemben és a növénytermesztésben

Noha a füstben található, csírázásra és növekedésre ható anyagokat, illetve ezek egyedi és együttes szerepét tekintve még sok a bizonytalanság, a füst jótékony hatásai jelenleg is számos lehetőséget kínálnak a természetvédelmi és a mezőgazdasági gyakorlatban. Hasznos eszköz lehet például olyan leromlott élőhelyek restaurációjánál, amelyek rendszeres felégetése nem kívánatos. Az ilyen élőhelyekről gyűjtött talajminták füstölésével vagy füstvizes öntözésével majd üvegházi hajtásával, viszonylag kis munka- és anyagi befektetés árán információt szerezhetünk a talaj magbankjának fajösszetételéről, különös tekintettel a gyomokra (RUTHROF et al. 2011). Ez megkönnyítheti a megfelelő természetvédelmi kezelési mód kiválasztását a helyreállítani kívánt területen. Több esetben, ilyen füstkezelést *in situ*, a szomszédos természetes élőhelyről ráhordott feltalajon végeznek, hogy így segítsék elő az eredeti növényzet magbankban megőrződött fajainak felújulását. Egy másik lehetőség, hogy füsttel, illetve a füst vizes oldatával átitatott magvakat vetnek el a leromlott élőhely diverzitásának növelése érdekében. Az eddigi vizsgálatok alapján ezek a módszerek eredményesek lehetnek például ausztráliai bányaterületek rehabilitációja során (READ et al. 2000, ROCHE et al. 1997, ROKICH et al. 2002). Kiritkult, degradált erdőben a füstvizes kezelés – a talajban elfekvő magvak csírázását serkentve – elősegítheti a cserjék és az aljnövényzet domináns fajainak felnövekedését a lombkorona lékekben, s ezáltal a zártabb, többszintű lombsátor kialakulását (LLOYD et al. 2000). A kezelések hatékonysága azonban nagyban függ a talaj magbankjának fajösszetételétől, s benne az adott töménységű füstre vagy füstvízre fogékony fajok arányától. Idegenhonos fajok vagy gyomok pozitív csírázási válasza például megnehezítheti a természetes növénytakaró helyreállítását a leromlott területen (READ et al. 2000, RUTHROF et al. 2011). Fontos továbbá a füstkezelés megfelelő időzítése. Ha ugyanis a csíranövények a kedvezőtlen környezeti feltételek (pl. aszály) miatt elpusztulnak, az a magbank kimerüléséhez vezethet.

Szántóföldeken – különösen az organikus gazdaságokban – ugyanakkor éppen a talaj magbankjának kimerítése lehet az egyik célja a füstvíz használatának. Segítségével megvalósítható lenne az agresszív egyéves gyomnövények összehangolt csíráztatása, majd a csíranövények elpusztítása még a haszonnövények elvetése előtt. STEVENS et al. (2007) terepi kísérletében viszonylag kis mennyiségű (2–20 g/ha) karrikinolid egyszeri kijuttatása a talaj felszínére, elősegítette egyes gyomfajok (*Avena fatua*, *Raphanus raphanistrum*, *Brassica tournefortii*, *Arctotheca calendula*) talajban nyugvó magjainak csírázását.

A füst és oldatának alkalmazása költséghatékony módszere lehet olyan őshonos gyógynövények nevelésének, amelyek természetes, vad állományai a túlhasznosítás miatt jelentősen megfogyatkoztak (SPARG et al. 2005). Emellett segítheti más ritka vagy veszélyeztetett növényfajok *ex-situ* megőrzését és szaporítását. A hosszúfűvű prérin JEFFERSON et al. (2008) által vizsgált 37 faj közül a füst hatására nagyobb csírázási arányt mutatók csaknem mindegyike (12 faj) fenyegetett az USA egy vagy több államában. COCHRANE et al. (2002) Nyugat-Ausztráliában 201 ritka vagy fenyegetett taxon (faj, alfaj, változat) 24%-ánál a magok füstvízben áztatása hatására tapasztalták a legnagyobb (7–100%-os) csírázóképeséget. Bár vizsgálataikban ennek eléréséhez emellett a legtöbb esetben más kezelésre (gibberellinsav hozzáadása, illetve a maghéj részleges vagy teljes eltávolítása) is szükség volt. Magok vagy föld alatti hajtások (pl. hagymák) füstkezelése révén könnyebbé válhat olyan dísnövények szaporítása is, amelyeket kertészetben más körülmények között nem, vagy csak nehezen lehet csírázásra, illetve virágzásra bírni (BROWN et al. 2003, IMANISHI és FORTANIER 1982, KEELEY 1993).

Távoli kontinensek egyes tájain a tűz és a füst használatának a bennszülött őslakosság által folytatott élelemszerzési és -termelési gyakorlatban komoly hagyománya van. Az ausztráliai vadászó és gyűjtögető bennszülöttek rendszeresen felégettek kisebb (< 1 km²) területeket, hogy megkönnyítsék a számukra hasznosítható növények és állatok megszerzését. Ilyen tüzeset képes volt például mintegy nyolcvanszorosára növelni a bozótparadicsom (*Solanum centrale*) terméshozamát (O'CONNELL et al. 1983). Erről a fajról későbbi vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy csírázóképeségét fokozza a füstvíz (COMMANDER et al. 2008). A dél-afrikai és az északkelet-indiai farmerek ma is a kandalló fölött tárolják a kukoricacsöveket, ahol a felszálló füst és a hő védelmet jelenthet a kártevők és a kórokozók ellen (CHHETRY és BELBAHRI 2009, KULKARNI et al. 2011). Ugyancsak Északkelet-Indiában alkalmazott módszer gallyak és fenyőtűavar lassú égetése vékony talajréteg alatt, ami gyakran kedvezően hat a burgonya- és a gyömbértermés minőségére. KULKARNI et al. (2011) áttekintik azokat az ígéretes kutatási eredményeket, amelyek a füst és a füstből származó vegyületek szántóföldi- és zöldségnövények csírázását és növekedését fokozó hatásáról szólnak, s lehetőséget adnak ezen anyagok alkalmazására a mezőgazdaságban és a kertészetben. A szerzők kiemelik használatuk előnyeit, melynek révén kisebb anyagi ráfordítással és természetkimélőbb módon lehetne növelni számos haszonnövény terméshozamát. Például, a füst anyagai alacsony koncentrációban aktívak, használatuk mellett kevesebb szintetikus vegyszer (pl. műtrágya, rovar- és gombaölő-szer) szükséges, és csökkenthetik a növény öntözővíz-igényét, ami különösen a tartós vagy gyakori aszályok esetén lényeges száraz és félszáraz klímájú területeken. Az eddigi vizsgálatok során nem mutattak ki mutagén vagy más genotoxikus hatást az alkalmazott töménységű füstvíz és (10⁻⁴–10⁻¹⁰ M koncentrációtartományban) a karrikinolid oldat esetében. A szerzők ugyanakkor hangsúlyozzák, hogy további kutatások szükségesek a füst segítségével történő termésnövelés lehetőségeinek mélyebb megismeréséhez, a környezetre gyakorolt hatások feltárásához és a modern gazdálkodásban alkalmazható, szabványos módszerek kidolgozásához. Ez utóbbit segítik a kereskedelmi forgalomban kapható füst kivonatok, amelyek lehetnek koncentrált oldat (pl. Regen 2000 Smokemaster, Grayson Australia – Tecnica Propriety Limited, Bayswater, Australia), vagy dehidratált formájúak (pl. füstoldattal átitatott nedvszívó papír: Kirstenbosch Instant Smoke Plus Seed Primer, South African National Biodiversity Institute, Cape Town, South Africa). A hagyományos füstvízhez képest hatékonyságuk nagyobb, ezért kisebb mennyiség is

eleendő belőlük (pl. 500 l/ha Regen 2000 oldat, szemben 10 ezer l/ha hagyományos füst-vízzel: LLOYD et al. 2000). Az ilyen füst kivonatok megfelelő hígításával az adott töménységű füstoldat egyszerű és biztonságos módon elkészíthető. A sokféle komponensből álló és változatos összetételű füsttel és vizes oldatával szemben több szerző a karrikinolid alkalmazását javasolja (DAWS et al. 2007, LIGHT et al. 2009, STEVENS et al. 2007). A KAR₁ oldata széles koncentrációtartományban egyformán aktív, kémiai szintézissel előállított formájának pedig a tisztasága is biztosított.

Záró gondolatok

Szemlénkben igyekeztünk rámutatni arra, hogy a füst a növényzet égésének egy értékes velejárója. Jelentőségét tovább növeli, hogy a klímaváltozással a Föld számos területén – így hazánkban is – a csapadék mennyiségének csökkenése, valamint az aszályok és a szélsőségesen magas hőmérsékletek gyakoribb, illetve tartósabb előfordulása várható az elkövetkező évtizedekben (BARTHOLY et al. 2010, IPCC 2012), aminek egyik következménye lehet a tűzveszély fokozódása (IPCC 2012, PECHONY és SHINDELL 2010). Ezáltal a füst képződése gyakoribbá válhat tűznek jelenleg kevésbé kitett élőhelyeken is. Másrészt, az említett klimatikus változások nyomán fokozottabbá váló szárazság- és hőmérsékleti stressz, valamint a vízhiány miatt az ásványi tápanyagok hozzáférhetőségének csökkenése vélhetően korlátozni fogják a növények megtelepedését és növekedését, illetve viszszavetik a produktivitást. Ilyen körülmények között a füst kedvező hatása a növények csírázására és a környezeti terheléssel szembeni tűrőképességére fontos szerepet játszhat a közeljövőben a természetes növényzet egyes alkotóinak fennmaradásában és több kultúrnövény eredményesebb termesztésében.

Irodalom

- ADKINS S.W., PETERS N.C.B. 2001: Smoke derived from burnt vegetation stimulates germination of arable weeds. *Seed Sci. Res.* 11: 213–222.
- BALDWIN I.T., STASZAK-KOZINSKI L., DAVIDSON R. 1994: Up in smoke: I. Smoke-derived germination cues for postfire annual, *Nicotiana attenuata* TORR. ex. WATSON. *J. Chem. Ecol.* 20: 2345–2371.
- BARTHOLY J., PONGRÁCZ R., TORMA Cs. 2010: A Kárpát-medencében 2021–2050-re várható regionális éghajlatváltozás RegCM-szimulációk alapján. „KLÍMA-21” füzetek: klímaváltozás-hatások-válaszok 60: 3–13.
- BASKIN C.C., BASKIN J.M. 1998: Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego, California, pp. 114–119., pp. 133–137., p. 260., pp. 292–293., pp. 339–347., pp. 398–399., pp. 412–413.
- BAXTER B.J.M., VAN STADEN J., GRANGER J.E., BROWN N.A.C. 1994: Plant-derived smoke and smoke extracts stimulate seed germination of the fire-climax grass *Themeda triandra*. *Envir. Exp. Bot.* 34: 217–223.
- BOND W.J., WOODWARD F.I., MIDGLEY G.F. 2005: The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytol.* 165: 525–538.
- BORHIDI A., SANTA A. 1999: Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól 2. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 24–66., pp. 233–244., pp. 273–276.
- BÓZSING E., CSONTOS P., CSERESNYÉS I. 2006: Hőkezelés hatása a nyúlzapuka (*Anthyllis vulneraria* L.) magvairól csírázóképeségére. *Acta Agron. Óvár.* 48: 19–30.
- BROWN N.A.C., JAMIESON H., BOTHA P.A. 1994: Stimulation of germination in South African species of Restionaceae by plant-derived smoke. *Plant Growth Regul.* 15: 93–100.
- BROWN N.A.C., VAN STADEN J. 1997: Smoke as a germination cue. A review. *Plant Growth Regul.* 22: 115–124.

- BROWN N.A.C., VAN STADEN J., JOHNSON T., DAWS M.I. 2003: A summary of patterns in the seed germination response to smoke in plants from the Cape Floral Region In: SMITH R.D., DICKIE J.B., LINNINGTON S.H., PRITCHARD H.W., PROBERT R.J. (eds.) Seed conservation: Turning science into practice. Royal Botanic Gardens, Kew, pp. 563–574.
- CAHOON D.R., STOCKS B.J., LEVINE J.S., COFER III W.R., O'NEILL K.P. 1992: Seasonal distribution of African savanna fires. *Nature* 359: 812–815.
- CALDER W.J., LIFFERTH G., MORITZ M.A., ST. CLAIR S.B. 2010: Physiological effects of smoke exposure on deciduous and conifer tree species. *Int. J. Forest. Res.* 2010, article ID 438930, 7 pages, doi:10.1155/2010/438930.
- CHHETRY G.K.N., BELBAHRI L. 2009: Indigenous pest and disease management practices in traditional farming systems in north east India. A review. *J. Plant Breed. Crop Sci.* 1: 28–38.
- CLARKE S., FRENCH K. 2005: Germination response to heat and smoke of 22 Poaceae species from grassy woodlands. *Aust. J. Bot.* 53: 445–454.
- COATES T.D. 2003: The effect of concentrated smoke products on the restoration of highly disturbed mineral sands in southeast Victoria. *Ecol. Manag. Restor.* 4: 133–139.
- COCHRANE A., KELLY A., BROWN K., CUNNEEN S. 2002: Relationships between seed germination requirements and ecophysiological characteristics aid the recovery of threatened native plant species in Western Australia. *Ecol. Manag. Restor.* 3: 47–60.
- COMMANDER L.E., MERRITT D.J., ROKICH D.P., FLEMATTI G.R., DIXON K.W. 2008: Seed germination of *Solanum* spp. (Solanaceae) for use in rehabilitation and commercial industries. *Aust. J. Bot.* 56: 333–341.
- CROSTI R., LADD P.G., DIXON K.W., PIOTTO B. 2006: Post-fire germination: the effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecol. Manag.* 221: 306–312.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2004: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájékol. Lapok* 2: 231–252.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1998: A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: CSONTOS P. (szerk.) Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183–196.
- D'ANTONIO C.M., VITOUSEK P.M. 1992: Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 63–87.
- DAWS M.I., DAVIES J., PRITCHARD H.W., BROWN N.A.C., VAN STADEN J. 2007: Butenolide from plant-derived smoke enhances germination and seedling growth of arable weed species. *Plant Growth Regul.* 51: 73–82.
- DAWS M.I., PRITCHARD H.W., VAN STADEN J. 2008: Butenolide from plant-derived smoke functions as a strigolactone analogue: Evidence from parasitic weed seed germination. *S. Afr. J. Bot.* 74: 116–120.
- DAYAMBA S.D., SAWADOGO L., TIGABU M., SAVADOGO P., ZIDA D., TIVEAU D., ODEN P.C. 2010: Effects of aqueous smoke solutions and heat on seed germination of herbaceous species of the Sudanian savanna-woodland in Burkina Faso. *Flora* 205: 319–325.
- DE LANGE J.H., BOUCHER C. 1990: Autecological studies on *Audouinia capitata* (Bruniaceae). I. Plant-derived smoke as a seed germination cue. *S. Afr. J. Bot.* 56: 700–703.
- DEMIR I., LIGHT M.E., VAN STADEN J., KENANOGLU B.B., CELIKKOL T. 2009: Improving seedling growth of unaged and aged aubergine seeds with smoke-derived butenolide. *Seed Sci. Technol.* 37: 255–260.
- DEMIR I., OZUAYDIN I., YASAR F., VAN STADEN J. 2012: Effect of smoke-derived butenolide priming treatment on pepper and salvia seeds in relation to transplant quality and catalase activity. *S. Afr. J. Bot.* 78: 83–87.
- DIXON K.W., ROCHE S., PATE J.S. 1995: The promotive effect of smoke derived from burnt native vegetation on seed germination of Western Australian plants. *Oecologia* 101: 185–192.
- DOWNES K.S., LAMONT B.B., LIGHT M.E., VAN STADEN J. 2010: The fire ephemeral *Tersonia cyathiflora* (Gyrostemonaceae) germinates in response to smoke but not the butenolide 3-methyl-2H-furo[2,3-c]pyran-2-one. *Ann. Bot.* 106: 381–384.
- DREWES F.E., SMITH M.T., VAN STADEN J. 1995: The effect of a plant-derived smoke extract on the germination of light-sensitive lettuce seed. *Plant Growth Regul.* 16: 205–209.
- DUCHESNE L.C., HAWKES B.C. 2000: Fire in northern ecosystems. In: BROWN J.K., SMITH J.K. (eds.) Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol. 2. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, pp. 35–52.
- FIGUEROA J.A., CAVIERES L.A. 2012: The effect of heat and smoke on the emergence of exotic and native seedlings in a Mediterranean fire-free matorral of central Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 85: 101–111.
- FIGUEROA J.A., CAVIERES L.A., GÓMEZ-GONZÁLEZ S., MONTENEGRO M.M., JAKSIC F.M. 2009: Do heat and smoke increase emergence of exotic and native plants in the matorral of central Chile? *Acta Oecol.* 35: 335–340.

- FLEMATTI G.R., GHISALBERTI E.L., DIXON K.W., TRENGOVE R.D. 2004: A compound from smoke that promotes seed germination. *Science* 305: 977.
- FLEMATTI G.R., GHISALBERTI E.L., DIXON K.W., TRENGOVE R.D. 2009: Identification of alkyl substituted 2H-furo[2,3-c]pyran-2-ones as germination stimulants present in smoke. *J. Agric. Food Chem.* 57: 9475–9480.
- GHERMANDI L., GUTHMANN N., BRAN D. 2004: Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. *J. Veg. Sci.* 15: 67–76.
- GÓMEZ-GONZÁLEZ S., SIERRA-ALMEIDA A., CAVIERES, L.A. 2008: Does plant-derived smoke affect seed germination in dominant woody species of the Mediterranean matorral of central Chile? *Forest Ecol. Manag.* 255: 1510–1515.
- IMANISHI H., FORTANIER E.J. 1982: Effects of an exposure of bulbs to ethylene and smoke on flowering of Dutch iris. *Bull. Univ. Osaka Pref., Ser. B.* 34: 1–5.
- IPCC 2012: Summary for policymakers. In: FIELD C.B., BARROS V., STOCKER T.F., QIN D., DOKKEN D.J., EBI K.L., MAstrandrea M.D., MACH K.J., PLATTNER G.K., ALLEN S.K., TIGNOR M., MIDGLEY P.M. (eds.) *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge and New York, pp. 1–19.
- JAIN N., KULKARNI M.G., VAN STADEN J. 2006: A butenolide, isolated from smoke, can overcome the detrimental effects of extreme temperatures during tomato seed germination. *Plant Growth Regul.* 49: 263–267.
- JAIN N., STIRK W.A., VAN STADEN J. 2008: Cytokinin- and auxin-like activity of a butenolide isolated from plant-derived smoke. *S. Afr. J. Bot.* 74: 327–331.
- JAIN N., VAN STADEN J. 2007: The potential of the smoke-derived compound 3-methyl-2H-furo[2,3-c]pyran-2-one as a priming agent for tomato seeds. *Seed Sci. Res.* 17: 175–181.
- JEFFERSON L.V., PENNACCHIO M., HAVENS K., FORSBERG B., SOLLENBERGER D., AULT J. 2008: Ex situ germination responses of Midwestern USA prairie species to plant derived smoke. *Am. Midl. Nat.* 159: 251–256.
- KEELEY J.E. 1993: Smoke-induced flowering in the fire-lily *Cyrtanthus ventricosus*. *S. Afr. J. Bot.* 59: 638.
- KEELEY J.E., BOND W.J., BRADSTOCK R.A., PAUSAS J.G., RUNDEL P.W. 2012: *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management.* Cambridge University Press, New York, 528 pp.
- KEELEY J.E., FOTHERINGHAM C.J. 1998: Smoke-induced seed germination in California chaparral. *Ecology* 79: 2320–2336.
- KEELEY S.C., KEELEY J.E., HUTCHINSON S.M., JOHNSON A.W. 1981: Postfire succession of the herbaceous flora in southern California chaparral. *Ecology* 62: 1608–1621.
- KIRÁLY G. 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 pp.
- KULKARNI M.G., ASCOUGH G.D., VAN STADEN J. 2007: Effects of foliar applications of smoke-water and a smoke-isolated butenolide on seedling growth of okra and tomato. *HortScience* 42: 179–182.
- KULKARNI M.G., ASCOUGH G.D., VAN STADEN J. 2008: Smoke-water and a smoke-isolated butenolide improve growth and yield of tomatoes under greenhouse conditions. *HortTechnology* 18: 449–454.
- KULKARNI M.G., GHEBREHIWOT H.M., KIRKMAN K.P., VAN STADEN J. 2012: Response of grass seedlings to smoke-water and smoke-derived butenolide in the absence of macronutrients (nitrogen, phosphorus, and potassium). *Rangeland Ecol. Manage.* 65: 31–38.
- KULKARNI M.G., LIGHT M.E., VAN STADEN J. 2011: Plant-derived smoke: Old technology with possibilities for economic applications in agriculture and horticulture. *S. Afr. J. Bot.* 77: 972–979.
- LIGHT M.E., BURGER B.V., STAERK D., KOHOUT L., VAN STADEN J. 2010: Butenolides from plant-derived smoke: natural plant-growth regulators with antagonistic actions on seed germination. *J. Nat. Prod.* 73: 267–269.
- LIGHT M.E., DAWS M.I., VAN STADEN J. 2009: Smoke-derived butenolide: towards understanding its biological effects. *S. Afr. J. Bot.* 75: 1–7.
- LLOYD M.V., DIXON K.W., SIVASITHAMPARAM, K. 2000: Comparative effects of different smoke treatments on germination of Australian native plants. *Austral Ecol.* 25: 610–615.
- LONG R.L., STEVENS J.C., GRIFFITHS E.M., ADAMEK M., GORECKI M.J., POWLES S.B., MERRITT D.J. 2011a: Seeds of Brassicaceae weeds have an inherent or inducible response to the germination stimulant karrikinolide. *Ann. Bot.* 108: 933–944.
- LONG R.L., STEVENS J.C., GRIFFITHS E.M., ADAMEK M., POWLES S.B., MERRITT D.J. 2011b: Detecting karrikinolide responses in seeds of the Poaceae. *Aust. J. Bot.* 59: 609–619.
- MAGYARI E.K., CHAPMAN J.C., PASSMORE D.G., ALLEN J.R.M., HUNTLEY J.P., HUNTLEY B. 2010: Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. *J. Biogeogr.* 37: 915–935.
- MAVI K., LIGHT M.E., DEMIR I., VAN STADEN J., YASAR F. 2010: Positive effect of smoke-derived butenolide priming on melon seedling emergence and growth. *New Zeal. J. Crop Hort.* 38: 147–155.

- MÄREN I.E., JANOVSKÝ Z., SPINDELBÖCK J.P., DAWS M.I., KALAND P.E., VANDVIK V. 2010: Prescribed burning of northern heathlands: *Calluna vulgaris* germination cues and seed-bank dynamics. *Plant Ecol.* 207: 245–256.
- MERRITT D.J., KRISTIANSEN M., FLEMATTI G.R., TURNER S.R., GHISALBERTI E.L., TRENGOVE R.D., DIXON K.W. 2006: Effects of a butenolide present in smoke on light-mediated germination of Australian Asteraceae. *Seed Sci. Res.* 16: 29–35.
- MOREIRA B., TORMO J., ESTRELLES E., PAUSAS J.G. 2010: Disentangling the role of heat and smoke as germination cues in Mediterranean Basin flora. *Ann. Bot.* 105: 627–635.
- NAUTIYAL C.S., CHAUHAN P.S., NENE Y.L. 2007: Medicinal smoke reduces airborne bacteria. *J. Ethnopharmacol.* 114: 446–451.
- NELSON D.C., FLEMATTI G.R., GHISALBERTI E.L., DIXON K.W., SMITH S.M. 2012: Regulation of seed germination and seedling growth by chemical signals from burning vegetation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 63: 107–130.
- NELSON D.C., RISEBOROUGH J.-A., FLEMATTI G.R., STEVENS J., GHISALBERTI E.L., DIXON K.W., SMITH S.M. 2009: Karrikins discovered in smoke trigger Arabidopsis seed germination by a mechanism requiring gibberellic acid synthesis and light. *Plant Physiol.* 149: 863–873.
- O'CONNELL J.F., LATZ P.K., BARNETT P. 1983: Traditional and modern plant use among the Alyawara of Central Australia. *Econ. Bot.* 37: 80–109.
- ÓNODI G. 2011: Legeltetés és tűz, mint gypedinamikai tényezők: kísérletes vizsgálatok nyílt élő homokpusztagyepekben. Doktori (PhD) értekezés, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest – MTA ÖBKI, Vácrátót, 131 pp.
- PAUSAS J.G., KEELEY J.E. 2009: A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience* 59: 593–601.
- PECHONY O., SHINDELL D.T. 2010: Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107: 19167–19170.
- PENMAN T.D., BINNS D.L., ALLEN R.M., SHIELDS R.J., PLUMMER S.H. 2008: Germination responses of a dry sclerophyll forest soil-stored seedbank to fire related cues. *Cunninghamia* 10: 547–555.
- PÉREZ-FERNÁNDEZ M.A., RODRÍGUEZ-ECHEVERRÍA S. 2003: Effect of smoke, charred wood, and nitrogenous compounds on seed germination of ten species from woodland in central-western Spain. *J. Chem. Ecol.* 29: 237–251.
- PIERCE S.M., ESLER K., COWLING R.M. 1995: Smoke-induced germination of succulents (Mesembryanthemaceae) from fire-prone and fire-free habitats in South Africa. *Oecologia* 102: 520–522.
- PODANI J. 2007: A szárazföldi növények evolúciója és rendszertana. Második, bővített kiadás. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 300 pp.
- RAIZADA P., RAGHUBANSHI A.S. 2010: Seed germination behaviour of *Lantana camara* in response to smoke. *Trop. Ecol.* 51: 347–352.
- READ T.R., BELLAIRS S.M., MULLIGAN D.R., LAMB D. 2000: Smoke and heat effects on soil seed bank germination for the re-establishment of a native forest community in New South Wales. *Austral Ecol.* 25: 48–57.
- REYES O., CASAL M. 2006a: Can smoke affect the germination of *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. uncinata* and *P. pinaster*? *Forest Ecol. Manag.* 234S: S184.
- REYES O., CASAL M. 2006b: Seed germination of *Quercus robur*, *Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. *Ann. For. Sci.* 63: 205–212.
- REYES O., TRABAUD L. 2009: Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecol.* 202: 113–121.
- RICHARDS A.E., COOK G.D., LYNCH B.T. 2011: Optimal fire regimes for soil carbon storage in tropical savannas of northern Australia. *Ecosystems* 14: 503–518.
- RIVAS M., REYES O., CASAL M. 2006: Do high temperatures and smoke modify the germination response of Gramineae species? *Forest Ecol. Manag.* 234S: S192.
- ROCHE S., KOCH J.M., DIXON K.W. 1997: Smoke enhanced seed germination for mine rehabilitation in the southwest of Western Australia. *Rest. Ecol.* 5: 191–203.
- ROKICH D.P., DIXON K.W., SIVASITHAMPARAM K., MENY K.A. 2002: Smoke, mulch, and seed broadcasting effects on woodland restoration in Western Australia. *Rest. Ecol.* 10: 185–194.
- RUTHROF K.X., CALVER M.C., DELL B., HARDY G.E.St.J. 2011: Look before planting: using smokewater as an inventory tool to predict the soil seed bank and inform ecological management and restoration. *Ecol. Manage. Restor.* 12: 154–157.

- SENARATNA T., DIXON K., BUNN E., TOUCHELL D. 1999: Smoke-saturated water promotes somatic embryogenesis in geranium. *Plant Growth Regul.* 28: 95–99.
- SNYMAN H.A. 2003: Short-term response of rangeland following an unplanned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate of South Africa. *J. Arid Environ.* 55: 160–180.
- SOÓS V., BALÁZS E. 2008: Füstből születő élet. A karrikinek különleges hatása. *TermészetBÚVÁR* 2008/5: 2–5.
- SOÓS V., SEBESTYÉN E., JUHÁSZ A., LIGHT M.E., KOHOUT L., SZALAI G., TANDORI J., VAN STADEN J., BALÁZS E. 2010: Transcriptome analysis of germinating maize kernels exposed to smoke-water and the active compound KAR₁. *BMC Plant Biol.* 10: 236–252.
- SOÓS V., SEBESTYÉN E., JUHÁSZ A., PINTÉR J., LIGHT M.E., VAN STADEN J., BALÁZS E. 2009: Stress-related genes define essential steps in the response of maize seedlings to smoke-water. *Funct. Integr. Genomics* 9: 231–242.
- SPARG S.G., KULKARNI M.G., LIGHT M.E., VAN STADEN J. 2005: Improving seedling vigour of indigenous medicinal plants with smoke. *Bioresource Technol.* 96: 1323–1330.
- STEVENS J.C., MERRITT D.J., FLEMATTI G.R., GHISALBERTI E.L., DIXON K.W. 2007: Seed germination of agricultural weeds is promoted by the butenolide 3-methyl-2H-furo[2,3-c]pyran-2-one under laboratory and field conditions. *Plant Soil* 298: 113–124.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés, ELTE, Budapest, 140 pp.
- TAMÁS J., CSONTOS P. 2006: Dolomitterületek vizsgálata a Budai-hegységben – milyen a növényzet erdőtűz után tíz évvel? In: KALAPOS T. (szerk.) *Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük.* Scientia Kiadó, Budapest, pp. 105–115.
- THOMAS P.B., MORRIS E.C., AULD T.D. 2003: Interactive effects of heat shock and smoke on germination of nine species forming soil seed banks within the Sydney region. *Austral Ecol.* 28: 674–683.
- VAN STADEN J., BROWN N.A.C., JÄGER A.K., JOHNSON T.A. 2000: Smoke as a germination cue. *Plant Spec. Biol.* 15: 167–178.
- VARGA Z. 2001: Féliszáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönológiai viszonyai az Aggteleki-karszton. In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) *Ökológia az ezredfordulón II. Esettanulmányok.* MTA, Budapest, pp. 187–221.
- WADE D.D., BROCK B.L., BROSE P.H., GRACE J.B., HOCH G.A., PATTERSON III W.A. 2000: Fire in eastern ecosystems. In: BROWN J.K., SMITH J.K. (eds.) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora.* General Technical Report RMRS-GTR-42-vol. 2. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, pp. 53–96.

THE ROLE OF SMOKE DERIVED FROM BURNING VEGETATION IN THE REGENERATION OF PLANTS

A. MOJZES and T. KALAPOS

Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, Institute of Biology,
Eötvös Loránd University, Pázmány P. s. 1/C., H-1117 Budapest, Hungary;
e-mail: mojzesandrea@gmail.com

Keywords: fire, germination, karrikinolide, review, seedling vigour, smoke-water

Recurrent fires, natural or anthropogenic, occur in a number of ecosystems, particularly in savannas, Mediterranean shrublands, temperate grasslands and boreal forests. In Hungary, fires might have played an important role in maintaining the openness of the forest steppe on the Hungarian Great Plain during the early Holocene. Recently, fires pose a threat to certain habitats, such as Austrian pine plantations and juniper-poplar steppe woodlands. Furthermore, under a warmer, dryer and more variable climate projected for the near future, fire risk in general is expected to increase.

During the last two decades, numerous, mostly foreign studies reported that smoke derived from burning vegetation and its aqueous solution (smoke-water) had beneficial effects on the regeneration of a range of species. Here we review the main results of these studies on the prevalence, physiological mechanism, ecological significance and potential for practical use of this phenomenon, and highlight the importance of such investigations in Hungary.

To date, smoke or smoke-water has been shown to stimulate seed germination for more than 1200 species from phylogenetically distant plant families and different continents. The phenomenon is particularly frequent in Mediterranean shrublands, for both dicotyledons and monocotyledons, annuals and perennials, but it has also been recorded for species from non-fire prone semi-deserts, numerous arable weeds and cultivated plants. Based on literature data, enhanced germination in response to the active compounds of smoke has been detected for about half (33) of 65 natural species in the Hungarian flora and for 8 cultivated plants, while negative effects were found for 7 species (10%) only. In addition, smoke can improve seedling growth and vigour, and promote flowering and fruiting. The most probable mechanism of smoke action is that it performs similar functions than endogenous plant growth regulators do or interacts with these hormones, and/or induces stress-like responses similar to that of certain environmental stresses (e.g. drought or temperature extremes). The germination stimulating capacity is mainly attributed to karrikinolide (3-methyl-2H-furo[2,3-c]pyran-2-one, KAR₁), a butenolide-type compound identified in smoke. The aqueous solution of KAR₁ is effective over a wide range of concentrations (from 10⁻⁴ to 10⁻⁹ M) for many species.

Further studies are needed to assess the significance of the promotive effects of smoke in the composition and structure of plant communities (e.g. diversity, invasive species, fungal colonization of roots) during postfire succession. The beneficial effects of smoke and smoke-water enable the application of smoke-technology in conservation (e.g. habitat restoration, ex-situ conservation of threatened species) and cultivation of several crops and vegetables with lower costs and smaller impacts on the environment.

ASZÁLY-, BELVÍZKÁROK ÉS AZ ÁRVÍZVÉDELMI ÖKOSZISZTÉMA SZOLGÁLTATÁS ÉRTÉKELÉSÉNEK SZEREPE A BELVIZES TERÜLETEK VIZES ÉLŐHELYÉ ALAKÍTÁSÁBAN

PINKE Zsolt

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: pinkezsolt@gmail.hu

Kulcsszavak: árvízvédekezés, Európai Vízkormányozási Keretirányelv, földhasználat váltás, kárértékelés, VGT, VKI

Összefoglalás: Az Európai Vízkormányozási Keretirányelv (VKI) első számú célja vizeink jó állapotának megőrzése és helyreállítása. Megvalósításával kontinentális léptékű tájrehabilitációs program vette kezdetét. Magyarország számára, mely területének >10%-án belvízérzékeny szántóföldek fekszenek és a szántóföldi művelésben álló terület 40–45%-a súlyosan aszályos zónában található, az agrárium, a környezetvédelem és további ágazatok szempontjából egyaránt történelmi jelentőségű a VKI célok megvalósítása. Az alábbiakban közölt vizsgálati eredmények arra hívják fel a figyelmet, hogy az aszálynak és belvíznek egyaránt kitett szántók többségén a gazdálkodás hosszú időszoron komoly veszteségekkel jár. A legaszályosabb egyúttal belvízzel leginkább fenyegetett alföldi régióban a vizsgált periódusokban az országos átlag fölötti terméskiesés mutatkozott a vizsgált növények többségében. Részben ezzel indokolható, hogy a belvíznek és aszálynak egyaránt leginkább kitett alföldi megyék többsége nem éri el az országos termésátlagot és egyáltalán nem tartoznak a hagyományosan termékenynek mondott alföldi zónába. Ezzel szemben a belvizes zóna táji adottságai miatt olyan potenciális természeti szolgáltatásokkal rendelkezik, melyek hasznából a földhasználók és a közösség egyaránt részesedni jogosultak. Ilyen szolgáltatás a belvizes területek víztározó kapacitása. Ennek az ökoszisztéma szolgáltatásnak az értékelése során a Tiszavölgyben zajló árvízvédelmi nagyberuházás egységnyi tározótéri kapacitásra vetített beruházási költségei a beruházás környezetében elterülő vízvisszatartásra alkalmas területek tározótéri kapacitásával és forgalmi értékével továbbá e körzetben megvalósult reprezentatív mintaként vizsgált vizes élőhelyi restaurációs projektek egységnyi területre vetített beruházási költségével lettek összehasonlítva. Az eredmény arra a lehetőségre hívja fel a figyelmet, hogy a magyarországi belvizes területek nagy értékű árvízvédelmi szolgáltatás potenciálja erős érdekeltségi viszony kialakítására kínál lehetőséget a földjeiken időszakos víztározást biztosító, így a közösség számára szolgáltatást nyújtó földhasználó és az árvíz elleni védekezésben továbbá a környezetvédelemben érdekelt közösségi aktorok között. Az árvízvédelem, az aszály és belvízkárok költségeinek csökkentése, a VKI és további környezetvédelmi célok megvalósítása az érintett földhasználók érdekeivel közös nevezőre hozhatók. A korábbi árterek árvízvédelmi funkciójának becsült értéke arra is lehetőséget nyújthat, hogy az árvíz elleni védekezés és környezetvédelem közösségi feladatai állami területeken valósuljanak meg, így a helyi konfliktusok mértéke lényegesen csökkenjen.

Bevezetés

Az Európai Vízkormányozási Keretirányelvről

Az Európai Vízkormányozási Keretirányelv (VKI), az európai közösség deklarációja arról, hogy az európai társadalom jóléte elválaszthatatlan a környezet, így a tagállamok területén található víztestek jó állapotától. Megvalósításával kontinentális léptékű tájrehabilitációs program vette kezdetét. Magyarország számára, az agrárium, a természetvédelem és további szektorok szempontjából egyaránt történelmi jelentőségűek a VKI célok. Mentésített árterek az országterület 23%-át, a mezőgazdasági területek harmadát teszik ki (KONCSOS L. 2011), emellett a szántóföldi művelésben álló terület 40–45%-a a legaszályosabb zónában található. Ez európai viszonylatban kiemelkedő adottság és feladat is egyúttal. A VKI célok végrehajtását szolgáló Országos Vízügyi-gazdálkodási Tervben (VGT

2010) közzétett állapotfelmérés és feladat-meghatározás a szakpolitikába is bevitte azt a sok szempontból igazolt megállapítást, hogy vizeink állapota jórészt a vízgyűjtőn alkalmazott területhasználat és növényfedettség függvénye. A VKI-ban megfogalmazott cél, hogy 2015-ig, de a legfeljebb kétszer hat éves derogáció igénybevételével 2027-ig, fenntartható és jó állapotba kell hozni a felszíni és felszín alatti víztesteket (2000/60/EK, 4). Az ütemezett VGT intézkedéscsomagban kialakított program a teendők részletes lebontását tartalmazza minden érintett víztestre és vízgyűjtőikre. Ennek részeként Magyarországon 230 ezer ha belvízzel erősen veszélyeztetett és 860 ezer ha közepesen veszélyeztetett szántón (az országterület 11,68%-a, a szántóföldi művelésben álló területek 24,22%-a) a földhasználat konverziója vár megvalósításra (VGT 2010).

Célok

A dolgozat célja, hogy röviden ismertesse az Alföld belvizes területein a földhasználókat rendszeresen sújtó relatív vízhiányból és víztöbbletből fakadó károk értékelésére kidolgozott módszert és az alkalmazásával elért eredményeket. Rámutatva, hogy milyen mértékű aszály- és belvízkárok kerülhetnek el az ország legaszályosabb régiójában, a negyedidőszaki ártereken elterülő belvizes szántókon folytatott földhasználat táji adottságokhoz alkalmazkodó konverziójával. Bemutassa továbbá, az ár- és belvízvédelem területén kínálkozó hasznok egyikét, melyet a belvizes szántókon megvalósítandó vízviasszatartás és a vizes ökoszisztémák helyreállítása nyújthat a földhasználók és a közösség számára.

Anyag és módszer

Az ökoszisztéma árvízvédelmi szolgáltatása szempontjából vizsgált belvizes terület

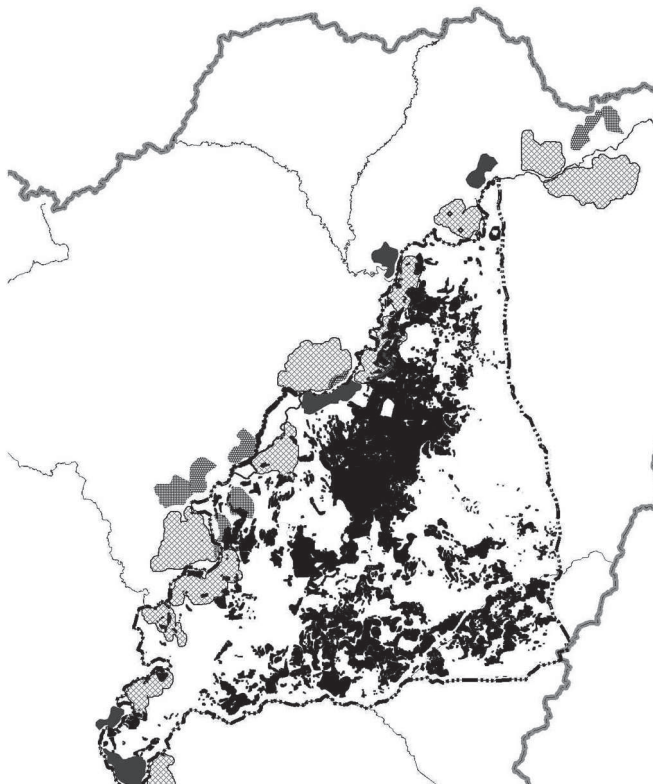
Vizsgálati területünk a Kárpát-medence szabályozás előtti legnagyobb egybefüggő árterhálózatát és napjainkban a belvíz által leginkább veszélyeztetett térséget foglalja magába. Nyugaton a Tisza Bodrog- és Körös-torkolat közötti szakasza, keleten az egykori ártereket kísérő egykori út nyomvonala, délen a Hármaskörös és a Sebes-Körös magyarországi szakasza határolja. Kiterjedése 9331 km².

1. táblázat Felszínborítás fontosabb mutatói a vizsgált területen (%)
(Corine06 CLC50, FÖMI)
Table 1. Major indices of surface coverage in Hortobágy-Sárrét (%)
(Corine06 CLC50, FÖMI)

<i>Kategória</i>	<i>%</i>
Szántóföld	63
Természetes gyepek	8,4
Fásszárúak	3,4
Tavak	2
Mocsarak	1,7

A belvízviSSzatartás célterületeinek potenciális árvízvédelmi szolgáltatása

Környezeti indikátorok térinformatikai adatbázisainak elemzésével megállapítható, hogy 9331 km² kiterjedésű tiszántúli vizsgált táj belvízviSSzatartásra alkalmas célterületein 50 cm-es átlagos vízborítás mellett (5000 m³/ha) cca. 1,25 Mrd m³ víztömeg tárazható be (PINKE 2010). Ez az érték nagyjából megegyezik a Vásárhelyi Terv Továbbfejlesztése (VTT) 1–2. ütemében megépíteni tervezett, 11 db vésztározó összes tározó kapacitásával (KONCSOS 2011).



1. ábra A belvízviSSzatartás célterületei a Hortobágy-Sárréten, a vizsgált és tervezett mélyártéri és VTT tározók elhelyezkedése a Tiszavölgyben. 1: Elárasztások a mélyártérben 2: A 2002-es kormányrendelet szerinti VTT tározók 3: A részletes vizsgálatokra kijelölt tározók 4: A VTT megalapozásakor vizsgált tározók (KONCSOS 2006) 5: Az ártérrehabilitáció célterületei a Hortobágy-sárréten (PINKE 2010) Hortobágy-Sárrét vizsgálati terület

Figure 1. Target areas to retain excess surface water in Hortobágy-Sárrét, location of the examined and planned deep floodplain reservoirs and VTT reservoirs in the Tisza Valley 1: Inundation of the low floodplain 2: Reservoirs of the Government Regulation of 2002. 3: Reservoirs designated for detailed examination. 4: Reservoirs examined while establishing (KONCSOS 2006) VTT 5: Target areas to retain excess surface in Hortobágy-Sárrét (PINKE 2010) 6: Study area in Hortobágy-Sárrét

Az épülő vagy megépített négy tározóban (Cigánd-Tiszakarádi, Nagykunsági, Hanyi-Tiszasülyi, Tiszaroffi) összesen 537 millió m³ víz tárolását 54,2 Mrd Ft beruházási költségen oldják meg (VIZUGY.HU 2012) ($54,2 \times 10^9 / 0,537 \times 10^9 = 100,95$). A tározótéri kapacitás beruházási költsége átlagosan 101 Ft/m³. A belvizes területeken az árterek reaktíválásával

hektáronként $5000 \text{ m}^3 \times 101 \text{ Ft}$ tározótéri kapacitásnövelő, árvízvédelmi beruházás vált-ható ki. Hangsúlyozandó, hogy a VTT-ben nem csupán víztározói infrastruktúra, hanem egyéb infrastrukturális beruházások is megvalósulnak. Az eltérő funkciókhoz kapcsolódó beruházási költségek szétválasztása tenné lehetővé az árvízvédelemre fordított tényleges összeg megállapítását.

Az árvízvédelmi szolgáltatás értékelésekor két árcsoport, a föld piaci értéke és vizes élőhelyi restaurációs programok hektárra számolt beruházási értéke lett figyelembe véve. A 2004–2008 között zajlott Egyek-Pusztakócs programban 5000 ha kiterjedésű állandóan és időszakosan vízzel borított élőhely lánc rehabilitációja valósult meg a Hortobágy nyugati részén, árok- és gátrendszer felszámolásával, műtárgyak beépítésével, élőhely rehabilitációval. A beruházás bekerülési költsége € 1 040 000 volt (LIFE04NAT/HU/000119), a 2004–2008 közötti évek átlag árfolyamán (258 Ft/€): $268,32 \times 10^6 \text{ Ft}$. A Hortobágy nyugati részén fekvő 2000 ha kiterjedésű Vókonyai-tó rehabilitációja € 829 534 (HORTOBAGYTE.HU.2012), 258 Ft/€ árfolyamon számolva $214 \times 10^6 \text{ Ft}$ beruházási költségen valósult meg.

A földárak Magyarországon a földpiac liberalizációja miatt dinamikusan emelkedő trendet mutatnak. Az észak-alföldi régióban regisztrált szántóföldárak átlaga 2007-ben 385 590 Ft/ha volt 187 590 Ft/ha szórással (VINOGRADOV 2009). 2008-ban a földárak (szántó, gyepek, szőlő, gyümölcsös) 200 000–2 300 000 Ft/ha közötti sávban mozogtak. A gyengébb minőségűek, pl a belvizes területek a magas termelési kockázat miatt, 200 000–900 000 Ft/ha tartományban keltek el (BIRÓ 2009; KSH).

Aszály- és belvízkárok értékelése

A területfejlesztés és a támogatási rendszer tervezési folyamatát hatékonyan támogathatja a különböző tájalkotó tényezők ökonómiai hatásának vagy az ökoszisztéma szolgáltatásoknak a területegységre vetített kvantitatív értékelése. Az ökoszisztéma szolgáltatások az ökoszisztéma által a társadalom részére biztosított pénzben kifejezhető vagy ki nem fejezhető hasznok. A legelfogadottabb funkcionális kategorizálásukat és értékelésüket az ENSZ Millennium Ecosystem Assessment (MA) elnevezésű kutatási programjában végezték el. A belvizes területek árvízvédelmi szolgáltatása a szabályozó szolgáltatások körébe tartozik (MA 2005). E kategóriába az ökoszisztéma táji anyag- és energiaszolgáltatásokra gyakorolt kontroll funkcióit sorolták az MA megalkotói. Ilyenek a CO_2 megkötés, árvíz, erózió elleni védelem, szennyezőanyagok lebontása, éghajlat szabályozás. Igazodva az MA és általában az angolszász értelmezéshez, az élőlények és élettelen környezetük (élőhelyük) egészére tekintünk ökoszisztémaként.

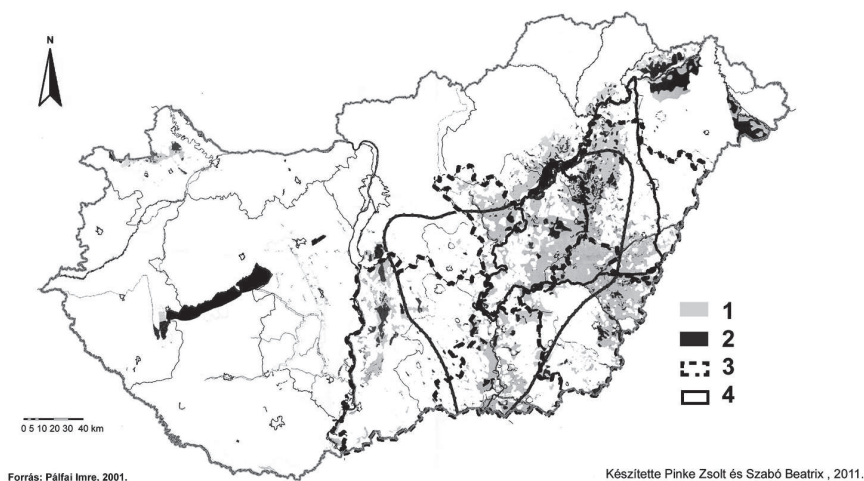
Az ökoszisztéma szolgáltatások költségalapú értékelésének módszerét a beruházási és szakpolitikai döntéshozatal támogatására alakították ki, azzal a céllal, hogy a társadalmi és gazdasági rendszer működéséhez kapcsolódó költségek, környezeti externáliák közgazdasági értelemben is kifejezhetővé, értékelhetővé váljanak (MARJAINÉ SZERÉNYI et al. 2011). Az időjárás terméshozamokra gyakorolt hatásának empirikus vizsgálata évszázados hagyományra tekint vissza. A statisztikai elemzések korai szakaszában, az agrárökológia módszertani alapjainak lerakása során sor került a legjobb és legrosszabb évek módszerének alkalmazására. Környezeti indikátorok terméseredményekre gyakorolt hatásának statisztikai értékelésében áttörést a többváltozós regresszió, majd a főkomponens

analízis alkalmazása hozott. Az aszály és belvízkárok becslésének új fejezetét nyitotta a terméskiesés műholdfelvételek alapján történő becslése. Az időjárás hatásának mértéke becsülhető, a várható és tényleges termésadatok különbségével (TIRCZKA 2000), vagy a tényleges termés és a számított termés hányadosa segítségével (VARGA-HASZONITS, TÓTH 1987).

A dolgozat a két elemi csapás által okozott károk köréből csak a szántóföldi növény-termesztési ágazatnál jelentkező terméskiesésre fókuszál. Az aszály- és belvízesemények területi kiterjedésére, időtartamára, az aszály mértékére, az év időjárási és hidrometeorológiai karakterére vonatkozó adatok alkotják a környezeti idősorokat. Termésátlagok, vetésterület, műtrágya felhasználás, árak és a GDP alkotják a gazdaságiakat. Azonban tekintetbe kell venni a vizsgált időszak adat-felvételezési gyakorlatában mutatkozó jelentős eltéréseket is. A legfontosabb források (BÁRCZAY 1944; KSH, ksh.hu; A magyar állam jelentékenyebb folyóiban észlelt vízállások 1914–1929; PÁLFAI 2004; Statisztikai Évkönyvek 1926–1996; Vízrajzi Évkönyvek 1933–2010).

A terméskiesés, és a kár mértékének megállapításához referenciaadatra van szükség. A bemutatott módszerben ez a „jó termésű” évek nem károsult terméshozamainak átlagán alapul. Jó évről beszélünk, ha a Pálfi féle aszályindex (PAI) országos átlaga <6 , az aszály által sújtott országterület $<40\%$ és a belvízzel elöntött terület $<250\,000$ ha. Fontos továbbá, hogy megközelítőleg azonos technológiai színvonallal jellemezhető évek eredményei legyenek összehasonlíthatóak. E szempont értékelését a műtrágya felhasználás KSH online adatbázisaiban (ksh.hu) és mezőgazdasági adattárban (1965), Statisztikai Évkönyvekben (1926–1996) szereplő idősorai szolgálták. Más káresemények (pl. fagy), a technológiai átalakulás (1959–1975), a tulajdonosi szerkezet átalakulása (1990–1994), illetve a háborús események (1944–1945) hatására bekövetkezett hozamingadozás kiszűrésére is szükség van. Annak érdekében, hogy a termőhelyi adottságok közötti eltérések kimutathatóvá váljanak a terméshozamokban, az országos mellett, az elérhető legnagyobb felbontású területi adatok, jelen esetben indokolt elvégezni a KSH megyei adatsorok értékelését. A dolgozatban hét termény (búza, kukorica, árpa, rozs, zab, burgonya és napraforgó) termésátlagait vizsgáltuk. Betakarított területük aránya a szántóföldi művelési ágba tartozó területen 1923 és 2010 között a 65 és 80% közötti sávban ingadozott, mely jól jellemzi a növénytermesztési ágazat kibocsátásában játszott meghatározó szerepüket. Külön elemzés készült a nagyon erősen aszályos zónába tartozó, egyúttal belvíznek különös mértékben kitett öt megyében (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád, Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok) megfigyelhető termésátlagok, illetve terméskiesés vonatkozásában.

Adott technológiai periódusba tartozó jó évek súlyozott megyei termésátlaga, vagy országos termésátlaga és a vizsgált év terméseredménye különbözetének a betakarított területtel való szorzatát tekintjük terméskiesésnek. A terméseredmények, a terméskiesés és a két természeti jelenség (aszály, belvíz) idősorainak egymáshoz való viszonyát lineáris korreláció és regresszió segítségével teszteltük, a korreláció szignifikanciáját az eltérő szórású elempárok elemzésére alkalmas Welch-formulával (WELCH 1947; TÓTHNÉ LŐKÖS 2009) ellenőriztük. A terméskiesés értékére 1995–2010 között a KSH adatbázisában szereplő éves felvásárlási átlagárakból, a rendszerváltás előtt négy szántóföldi növény szintetizált nemzetközi dollárban kifejezett áraiból (AY 2000), a károk bruttó nemzeti össztermékhez viszonyított arányára 1990 után a KSH, ezt megelőzően A. MADDISON (2003) GDP idősorok adataiból következtettünk.



2. ábra Aszálynak kitett, belvízzel veszélyeztetett területek Magyarországon és az öt aszályos megye.

1: Belvízzel erősen veszélyeztetett területek, 2: Belvízzel közepesen veszélyeztetett területek (PÁLFAI 2004), 3: az öt legaszályosabb megye (TEIR 2011), 4: vizsgálati terület

Figure 2. Areas exposed to drought and excess surface water in Hungary and the five counties exposed to drought the most. 1: Areas exposed to excess surface water seriously, 2: Areas exposed to excess surface water at a medium level (PÁLFAI 2004), 3: the five counties exposed to drought the most (TEIR 2011), 4: study area

Eredmények

Belvizes területek árvízvédelmi funkciója

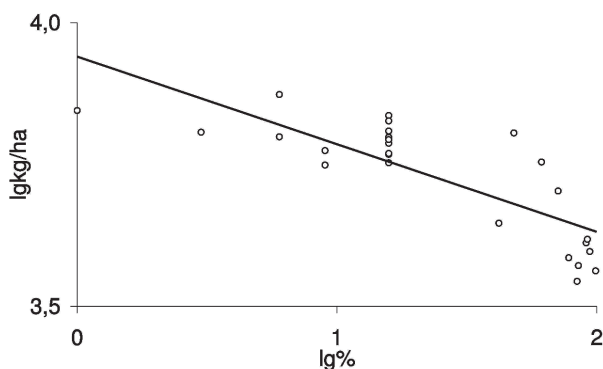
A 2006–2012 között finanszírozott VTT tározótéri kapacitás beruházási költségének figyelembe vételével a belvizes területek tározótérfogatának árvízvédelmi hasznosításával a Tisza völgyben 505 000 Ft/ha árvízvédelmi beruházási költség váltható ki. (Az alapadatok „A belvízviisszatartás célterületeinek potenciális árvízvédelmi szolgáltatása” című részben olvashatóak.) Az Egyek-Pusztakócs program hektárra vetített beruházási költsége $268,32 \times 10^6 \text{ Ft} / 5000 \text{ ha} = 53\,664 \text{ Ft/ha}$. A Vókonyai-tó rehabilitációja $214\,019\,770 \text{ Ft} / 2000 \text{ ha} = 107\,010 \text{ Ft/ha}$ területegységre vetített beruházási költségen valósult meg. 50 cm-es átlagos vízborítással ($5000 \text{ m}^3/\text{ha}$) számolva az Egyek-Pusztakócs programban $53\,664 \text{ Ft/ha} / 5000 \text{ m}^3/\text{ha} = 10,7 \text{ Ft/m}^3$, a Vókonyai-tó rehabilitáció során $107\,010 \text{ Ft/ha} / 5000 \text{ m}^3/\text{ha} = 21,4 \text{ Ft/m}^3$ költségen jött létre rehabilitált vizes élőhely, azaz „tározótéri kapacitás”. Mindkét komplex tájrehabilitációs projekt esetében vízkormányzást szolgáló műtárgyak beépítésére is sor került.

Összefoglalva, a VTT egységnyi tározótéri kapacitásra vetített beruházási költsége 5–10-szeresen haladja meg két közép-tisza vidéki vízviisszatartást célzó tájrehabilitációs program tározótéri kapacitásra vetített beruházási költségeit. Megállapítható, hogy a belvízviisszatartás célterületeinek árvízvédelmi beruházást kiváltó hektárra vetített szolgáltatási értéke meghaladja a régiós gyepek művelési ágba tartozó területek piaci árát és ezek

vizes élőhelyé alakításának reprezentatív mintái alapján bemutatott beruházási költségét. A belvízviisszatartás célterületeinek árvízvédelmi beruházást kiváltó becsült szolgáltatási értéke nagyjából a gyenge minőségű termőföldárak és vizes élőhelyé alakításuk együttes értékének felel meg.

Aszály-, belvizesemények és a termésátlagok viszonya

A terméskiesés szempontjából vizsgált öt technológiai periódus (1921–1935, 1936–1944, 1948–1958, 1976–1999, 2000–2010) 69 évet fed le az elmúlt száz esztendőből. Több szempontból külön érdemes foglalkozni a kukoricával. A búza mellett a legnagyobb területen termesztett vízigényes növény, növekedési időszaka a június-augusztus hónapokra esik, ezért nagyon kitett az aszálynak. Az utóbbi tényező befolyását látjuk abban, hogy a kukorica termésingadozása, a jó évek alapján kalkulált terméskiesése és az aszály által sújtott országterület éves adatai vagy a Pálfi féle index országos átlagai között minden vizsgált periódusban szoros lineáris kapcsolat mutatkozott. 1981 és 2010 közötti időszak minden évét vizsgálva a kukorica országos termésátlagok és az aszályal sújtott országterület kiterjedésének logaritmus értékei között annak ellenére szoros kapcsolat mutatkozik (3. ábra), hogy a vizsgált időszakból nem emeltük ki az 1990–1994 közötti évek termésátlagait, amikor a politikai bizonytalanság, a korábbi termelési struktúra szétesése komoly, kvantitatív módszerekkel kevésbé feltárt hatással lehetett a terméseredményekre. Érdekes eredménynek tartjuk, hogy ugyanezen időszak aszályal sújtott éveiben az aszályindikátor-terméseredmény átlagai között az előző, az időszakba tartozó minden év eredményéhez képest, kevésbé szoros szignifikáns kapcsolat mutatkozott ($r=0,72$; $R^2=0,52$ $y = -0,3479x + 70,797$; 11 elempár; $\alpha=0,05$). További érdekesség, hogy az 1995–2010 közötti időszak átlagainak logaritmus értékei között az 1981-2010 időszakban tapasztalt erősségű szignifikáns kapcsolat mutatkozott ($r = 0,84$; $R^2= 0,65$ $y = -0,1253x + 3.8926$; 12 elempár; $\alpha=0,05$).



3. ábra Szignifikáns statisztikai kapcsolat ($r=-0,89$; $R^2 = 0,79$ $y = -0,301x + 66,92$; 30 elempár; $\alpha=0,05$) a kukorica éves országos termésátlagok (q/ha) és az aszály kiterjedés (országterület%-a) logaritmus értékei között (1981–2010) (KSH)

Figure 3. Significant statistical relationship between logarithm of corn yields (kg/ha) and of the areas affected by drought (proportion of national area) in Hungary (1981–2010) (KSH)

Az elmúlt száz évben a nagyon erősen aszályos zónába tartozó öt megyére jutott a kukorica hazai betakarított területének 30–50%-a, 2000 óta 33–37%-a. Az egykori árterek magas talajvízállása egyes átlagosan száraz, vagy aszályos években komoly védelmet nyújthat a termények, így a magas vízigényű kukorica számára is. Ez az alkalmazkodási kísérlet azonban komoly kockázattal jár. Részben ennek eredménye, hogy a belvíznek és aszálynak egyaránt leginkább kitett alföldi megyék, Hajdú-Bihar megye kivételével, nem érik el az országos termésátlagot és egyáltalán nem tartoznak a hagyományosan termékenynek mondott alföldi zónába.

2. táblázat Kukorica súlyozott megyei termésátlagok a technológiai periódusba tartozó minden év és a jó évek átlagában, kg/ha. (2000–2011). Az 5 legaszályosabb megye bekeretezve (KSH)

Table 2. Average corn yields in counties weighted with sowing area, kg/ha. (2000–2011).

On the 5 most droughty counties are framed

	Minden év	Jó évek
Tolna	7039	8219
Baranya	6752	7594
Fejér	6650	7931
Hajdú-Bihar	6626	7652
Komárom-Esztergom	6366	7294
Somogy	6222	6980
Győr-Moson-Sopron	5918	6561
Zala	5877	6257
Vas	5817	6353
Békés	5780	6703
Bács-Kiskun	5648	6876
Borsod-Abaúj-Zemplén	5473	6436
Szabolcs-Szatmár-Bereg	5393	6471
Csongrád	5320	6209
Pest	5315	6547
Budapest	5086	8042
Veszprém	4682	5430
Heves	4448	5374
Jász-Nagykun-Szolnok	4326	5399
Nógrád	4256	5007
Országos átlag	5974	6935

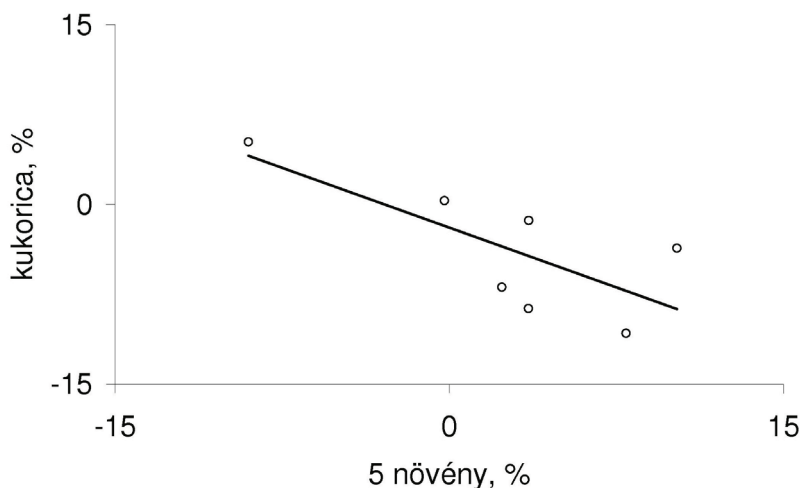
Példaként a 2000–2010 közötti periódusra vonatkozó számításokat közöljük.

3. táblázat 5 növény (búza, kukorica, árpa, rozs napraforgó) terméskiesése a jó évek megyei termésátlagai alapján országosan és az 5 legaszályosabb megyében (2000–2010) (KSH)

Table 3. Derived crop losses of 5 crops (wheat, corn, barley, rye, sunflower) based on the county average yields of good years at a national level and in the 5 droughty counties (2000–2010) (KSH)

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Országos											
Értéke, Mrd Ft	132,5	35,6	99,1	194,6	3,3	9,2	25,4	230,1	3,5	57,4	81,6
Aránya a GDP-ben, %	1	0,2	0,6	1	0	0	0,1	0,9	0	0,2	0,3
5 növény aránya a mezőgazdaság hozzájárulásában a GDP-hez, %	42	45,4	54,5	53,9	61,6	61	68,6	62,2	59,8	66	68,8
5 aszályos megye											
Aránya az országos termés-kiesésben, %	37,1	28,3	42,6	42,4	1,9	49,0	49,0	29,5	13,7	47,3	39,2
Aránya az országos betakarított területben, %	37,3	38,8	39,1	38,9	39,2	38,2	38,7	38,5	39,5	39,3	36,8

A súlyos aszály-, vagy belvízesemények alkalmával az öt aszályos megye átlagos részesedése a kukorica országos terméskieséséből lényegében csak a 2000. évi országos kiterjedésű katasztrofális aszályok esetében felelt meg az öt aszályos megyében betakarított terület országoshoz viszonyított arányának, amikor belvíz és aszály egyszerre „sújtotta” az 5 aszályos megyét. A további hat, elemi csapás sújtotta évből (2002, 2003, 2006, 2007, 2009, 2010) csak 2007-ben mutatkozott területarányánál kisebb (-23,4%) kukorica terméskiesés az 5 megyében. Öt esztendőben azonban az országosnál átlagosan 14%-kal nagyobb arányú terméskiesést tapasztalunk. Öt termény országos és öt aszályos megyére vonatkozó terméseredményeinek összehasonlítása során is hasonló, de kisebb szélsőségekkel jellemezhető tendenciát figyelhetünk meg.



4. ábra Szignifikáns statisztikai kapcsolat ($r = -0,74$; $R^2 = 0,55$ $y = -0,6657x - 1,9463$; 7 elempár; $\alpha = 0,05$) az aszályos és belvizes években a jó évek országos termésátlagai alapján kalkulált A és B értékek között (2000–2010) (KSH, PÁLFAI 2004, VÍZRAJZI ÉVKÖNYVEK)

A = az 5 megye országos termés kiesésben kalkulált aránya és az 5 megye országos vetésterületben való aránya közötti különbség 5 növény vonatkozásában

B = az 5 megye országos termés kiesésben kalkulált aránya és az 5 megye országos vetésterületben való aránya közötti különbség kukorica vonatkozásában

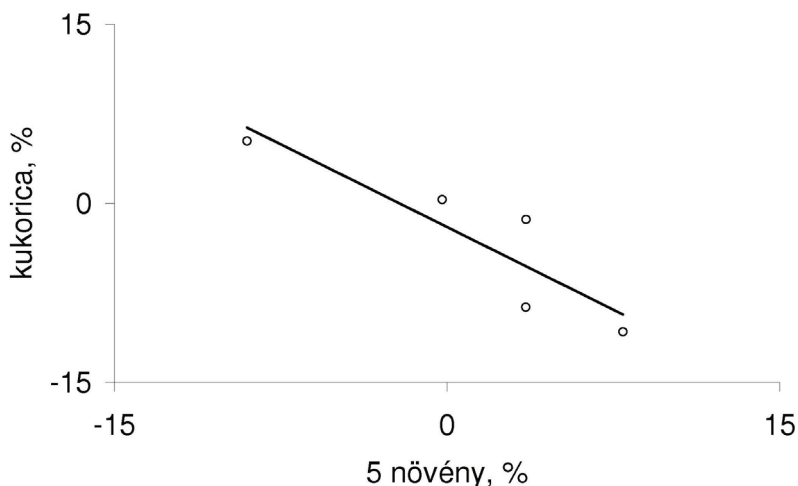
Figure 4. Statistical relationship between A and B in the years with droughts and excess surface water (2000–2010) (KSH, PÁLFAI 2004, VÍZRAJZI ÉVKÖNYVEK)

A = the difference between the ratio of crop yield losses of 5 plants of the 5 drought-prone counties in the national crop yield losses and the ratio of 5 crops of the 5 drought-prone counties in the national harvest areas

B = the difference between the ratio of corn yield losses of 5 drought-prone counties in the national corn yield losses and the ratio of corn of the 5 drought-prone counties in the national harvest areas

Ez azzal áll összefüggésben, hogy öt aszályos megyében az aszálynak való fokozott kitettség mellett a korábbi árterek helyét jelző belvízzel rendszeresen elöntött területek nagy koncentrációja figyelhető meg. E kitettség következményeként az 5 aszályos megyében, mindkét megyei szinten vizsgált periódusban (1950–1964, 2000–2010) egyaránt az országos átlag fölötti termés kiesés mutatkozott a vizsgált növények többségében (lásd 4. tábla). A 4. és 5. ábrák tanúsága szerint az aszályos években az öt növényre és a kukoricára az öt aszályos megyében és országosan ható tényezők között lineáris statisztikai összefüggés közvetlenebb, mint a belvizes években (lásd 3. táblázat).

Az 5. táblázat növényenként mutatja be az 5 aszályos megyében és országosan rekonstruált termés kiesések között tapasztalt eltérés százalékos értékét a jó évek termésátlagai alapján. 1950 és 1958 között csak egyetlen évben mutatkozott jelentősebb belvizesemény, ezért e kategória nem szerepel ebben a technológiai periódusban. A táblázat adatai az 5 aszályos megyében gazdálkodók jelentős mértékű hátrányáról tanúskodnak a három legjelentősebb növény, a kukorica, búza és az árpa vonatkozásában. Az 5 megyében gazdálkodók a búza esetében pl. 1950–58 között az évek átlagában 66%-kal nagyobb mértékű termés kieséssel számolhattak az országos átlagnál, míg 2000–2010 között 12%-kal nagyobbra. Figyelembe kell vennünk, hogy ez a termés kiesés többlet az 5 megyében az amúgy is alacsony megyei termésátlagokhoz viszonyul.



5. ábra Szignifikáns statisztikai kapcsolat ($r = -0,89$; $R^2 = 0,8$
 $y = -0,9234x - 1,9834$; 5 elempár; $\alpha=0,05$) az aszályos években a jó évek országos termésátlagai alapján
 kalkulált A és B értékek között (2000–2010) (KSH, PÁLFAI 2004)

A = az 5 megye országos terméskiesésben kalkulált aránya és az 5 megye országos vetésterülethez
 viszonyított aránya közötti különbség 5 növény vonatkozásában

B = az 5 megye országos terméskiesésben kalkulált aránya és az 5 megye országos vetésterületben
 viszonyított aránya közötti különbség kukorica vonatkozásában

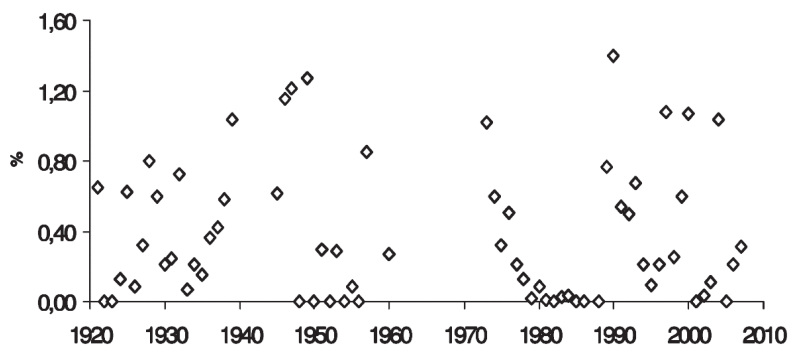
Figure 5. Statistical relationship between A and B in the drought years (2000–2010) (KSH, PÁLFAI 2004)
 A = the difference between the ratio of crop yield losses of 5 plants of the 5 drought-prone counties in the
 national crop yield losses and the ratio of 5 crops of the 5 drought-prone counties in the national harvest areas
 B = the difference between the ratio of corn yield losses of 5 drought-prone counties in the national corn
 yield losses and the ratio of corn of the 5 drought-prone counties in the national harvest areas

4. tábla. Az öt megyében, öt növény terméseredményei alapján rekonstruált terméskiesés és vetésterületük
 országos terméskieséshez és termésterülethez viszonyított arányai közötti eltérés százalékban az aszályos,
 a belvizes és minden év vonatkozásában (%) 4055 alap és 450 származtatott adat alapján
 (KSH, HYDROLOGICAL YEARBOOKS)

Table 4. Percentage of the difference between the ratio of crop losses of 5 crops of the 5 droughty counties
 in the national crop yield losses and the ratio of 5 crops of the 5 drought-prone counties in the national
 harvested areas in two technological periods in droughty years, in wet years and in every year considering
 the good years (%) on the basis of 4055 basic and 450 derived data (KSH, HYDROLOGICAL YEARBOOKS)

1950–1958			2000–2010			
	Minden év	Aszályos évek		Minden év	Aszályos évek	Belvizes évek
Búza	66,4	33,7	Búza	12,0	8,4	38,6
Kukorica	41,5	19,2	Kukorica	-1,3	8,6	13,8
Árpa	36,7	1,2	Árpa	11,2	10,9	49,7
Rozs	22,9	-16,3	Rozs	-2,5	-1,1	-36,5
Burgonya	18,7	5,2	Napraforgó	-9,7	-16,0	-13,9
Zab	54,1	51,3	Zab	22,9	23,1	40,4

A kukorica, búza, napraforgó, burgonya vonatkozásában áll rendelkezésünkre szintetizált nemzetközi dollárban kifejezett ár (AY 2000). Az 5 technológiai periódusban a négy növény vonatkozásában 21 esetben fordult elő a GDP 0,5%-nál magasabb értékűre becsült termés kiesés.



6. ábra A kukorica, búza, napraforgó és burgonya termés kiesésének aránya a GDP-ben a jó évek országos termésátlagai alapján 1921–1990 között 1990 Geary-Khamis dollárban (MADDISON 1997; AY 2000, KSH) és 1991–2010 között folyó áron forintban (KSH)

Figure 6. Percentage (%) of the corn, wheat, sunflower and potato yield losses in the Hungarian GDP on the basis of national average yields in good years in 1990 Geary-Khamis USD (1921–1990) (MADDISON 1997; AY 2000) and HUF volumes (1991–2010) (KSH)

Négy termény, a kukorica, búza, napraforgó és burgonya termés kiesésének aránya a GDP-ben és a Pálfi-féle aszályindex (PAI) logaritmus értékei között az 1921-től 2010-ig terjedő időszakban nem túl szoros ($r=0,30$), erősen szignifikáns lineáris korreláció mutatkozott (53 elempár; $\alpha=0,05$). Azonban 1995 és 2010 között a két adatsor között szorosabb szignifikáns összefüggésre bukkantunk ($r = 0,74$; $R^2 = 0,56$ $y = 1,5876x - 0,6432$; 11 elempár; $\alpha=0,05$). Ezt azért tartjuk figyelemre méltó eredménynek, mert ezekben a mutatókban, akárcsak a kereslet-kínálati viszonyok között kialakuló piaci árak esetében, több tényező rendkívül bonyolult összhatásának eredménye jelenik meg egyetlen számértékben. A piaci vagy összehasonlító árat és különböző környezeti adatokat tartalmazó aggregátumok több változós ill. főkomponens analízise közelebb vihetné a kapcsolat feltárásához. Ha a többi szántóföldi növénykultúra esetében is a négy növényhez (kukorica, búza, napraforgó és burgonya) hasonló arányú termés kieséssel kalkulálunk a vetésterület alapján, a kár a 69 évből 10 esetben haladhatta meg a GDP 0,5%-át, 14 esetben az 1%-át és 6 esetben a 2%-át. Adathiány következtében (1915, 1917, 1919, 1946, 1947) a technológiai átmeneti periódus éveiben (1961, 1962, 1963, 1966, 1967, 1968) és a komoly szervezési gondokkal terhelt politikai rendszerváltás évében (1990) elsősorban az előtér mértéke, vagy az aszály meteorológiai indikátorai és korabeli beszámolók alapján feltételezhetjük, hogy aszály és belvíz következtében a vizsgált 69 esztendőben tapasztalttal hasonló mértékű károk érték a növénytermesztést.

Értékelés

A dolgozatban két leíró statisztikai vizsgálat eredményei szerepelnek. Az első elemzés a belvizes területek árvízvédelmi ökoszisztéma szolgáltatására fókuszál. A tiszai árvízvédelmi rendszer kiépítése során alkalmazott alacsony színvonalú tervezési (SZLÁVIK 2000) és kivitelezési gyakorlat (KÁROLYI 1973), továbbá a vízgyűjtő lefolyási viszonyainak átalakulása (LÓCZY 2010), a gátakkal védett hullámtér feltöltődése (SCHWEITZER 2009) és a rendszer amortizációja következtében a gátrendszer folyamatos, nagy költséggel járó fejlesztésére van szükség. Az e fejlesztések körébe tartozó árvízvédelmi nagyberuházás egységnyi tározótéri kapacitásra vetített beruházási költségeit összehasonlítottuk a beruházás környezetében elterülő vízviSSzatartásra alkalmas területek tározótéri kapacitásával, ezek forgalmi értékével és az e körzetben megvalósult, reprezentatív mintaként vizsgált vizes élőhelyi restaurációs projektek egységnyi területre vetített beruházási költségével. Az eredmény arra a lehetőségre hívja fel a figyelmet, hogy a Tisza völgyi belvizes területek nagy értékű árvízvédelmi funkciója erős érdekeltségi viszony kialakítására kínál lehetőséget a földjeiken időszakos víztározást biztosító, így a közösség számára szolgáltatást nyújtó földhasználók és az árvíz elleni védekezésben, továbbá a környezetvédelemben érdekelt intézmények és közösségi résztvevők között. Az árvízvédelem, az aszály és belvízkárok költségeinek csökkentése, a VKI és további környezetvédelmi célok megvalósítása az érintett földhasználók érdekeivel közös nevezőre hozhatók. A korábbi árterek árvízvédelmi funkciójának becsült értéke arra is lehetőséget nyújthat, hogy az árvíz elleni védekezés és környezetvédelem közösségi feladatai állami területeken valósuljanak meg, így a helyi konfliktusok mértéke lényegesen csökkenthetővé válnon.

A kárértékelési vizsgálattal az egykori ártereken és a helyüket jelző belvizes területeken uralkodó szántóföldi művelés relatív vízhiánynak és víztöbbletnak való kitettség értékelésére tettünk kísérletet. Az eredmények alapján a terméskiesés értéke 42 esetben, a legaszályosabb 5 megyében 32 esetben haladhatta meg a GDP 0,5–1%-át. A robosztusnak tűnő számok összhangban állnak a szakmai testületek által egyes káresemények után előállított gyorsértékelések eredményeivel (DMCSEE 2012) és a megállapításokhoz, melyek szerint a magyar mezőgazdaság alacsony hatékonyságának hátterében a területi alkalmasság mellőzése az egyik legfontosabb tényező VILLÁNYI (2010). A 2. táblázatban közölt súlyozott kukorica termésátlagok megyei rangsora is ezt látszik alátámasztani. Annak elemzése, hogy a technológiai, jövedelmi különbségek miért nem tudják elfedni a földrajzi adottságokat (ebbe a hidrológiai adottságok is beleértendőek) a vizsgálat erőforrásait meghaladó elemzést igényel.

Az aszály- és belvíz-veszélyeztetettség térképek (PÁLFAI, 2004) egymásra vetítésével is láthatóvá válik, hogy az egykori árterek helyét jelző belvízzel erősen és közepesen veszélyeztetett alföldi területek többsége és az aszályal leginkább veszélyeztetett zóna átfedésben vannak (2. ábra). Ezzel összhangban állnak a vizsgálat öt legaszályosabb megyére vonatkozó eredményei. Öt növény (búza, kukorica, árpa, rozs, zab) vonatkozásában, az öt megyében az országosnál lényegesen nagyobb terméskiesés mutatkozott (4. táblázat). Kivétel a rozs és a napraforgó vonatkozásában jelentkezett. További megfigyelésünk, hogy a az öt aszálynak leginkább kitett megyében és az országosan rekonstruált károk mértéke közötti különbség csökken. E folyamat hátterében álló tényezők feltárása

további, nagyobb felbontású adatkörök vizsgálatával valósítható meg. Az alkalmazott kétváltozós regresszió módszerrel csak a környezeti tényezők termésátlagra gyakorolt direkt hatása vizsgálható. Például azt látjuk, hogy 1981–2010 és az 1995–2010 közötti időszakokban a kukorica országos termésátlagok és az aszályal sújtott terület változóinak logaritmus értékei között tapasztalt hasonló mértékű szignifikáns kapcsolat ($r = 0,8$ és $0,84$; $R^2 = 0,64$ és $R^2 = 0,65$) arra utal, hogy a rendszerváltás 1990–1994 körüli évek sztochasztikusnak tekinthető társadalmi és gazdasági bizonytalanságai és zűrzavarai sem írták felül alapvetően a két vizsgált tényező közötti kapcsolat erősségét. Azonban többváltozós vagy főkomponens analízis az ökológiai és társadalmi (gazdasági) tényezők hatásainak kapcsolatrendszerét alaposabban tárná fel. Ilyen vizsgálathoz szükséges adatbázis kialakítása meghaladja a jelenlegi kutatás számára rendelkezésre álló erőforrásokat. Pedig a társadalom-környezet kölcsönhatásaira vonatkozó szofisztikáltabb vizsgálatok közelebb vihetnének az aszály és belvíz termésátlagokra gyakorolt hatásának felderítéséhez azokban az esetekben, amikor a hatások indirekt vagy részleges a termésátlag alakulására.

A bemutatott módszer parcella-szintű alkalmazásával és a környezeti indikátorok együttes vizsgálatával lehetőség nyílt egy adott élőhely ökonómiai és ökológiai szempontból is fenntarthatóbb hasznosításának tervezésére. Az eltérő növekedési periódusú termények termésátlagaiban bekövetkező területi eltérések lehetővé teszik a káresemény bizonyos pontosságú idő- és térbeli lehatárolását. A módszer kiterjeszthető az erdő, gyeplé, legelő, gyümölcsös, szőlő, kertművelési ágakba tartozó területeken jelentkező hozamkiesések kalkulációjára is. Ide tartozik, hogy egyelőre nem kidolgozott a technológiai átmeneti időszak értékelési módja.

A belvíz levezetése vagy visszatartása elsősorban földhasználati kérdés. Az Alföld felszínén vagy felszíne közelében felhalmozódó belvíz és magasan álló talajvíz elvezetése ellentétben az aszályos zónában, de jó agrárökológiai potenciállal jellemezhető ármentes mezőgazdasági területeken gazdálkodó agrárium, a természetvédelem és más érintett szektorok érdekeivel is. A belvíz visszatartása, esetleg árvízi kivezetéssel párosítva, a szántóföldi művelés feladása a belvizes területeken és a talajtani, éghajlati, továbbá a hidrológiai adottságokhoz illeszkedő haszonvételekre való áttérés a belvizes területeken csökkenti vagy meg is szüntetheti az aszály- és belvízkár gazdasági kockázatát és összhangban áll a VKI-ban megfogalmazott célokkal.

Köszönetnyilvánítás

A dolgozat, melyet kezében tart az olvasó, a Hortobágy-Sárrét ártér rehabilitációs modell című, a SZIE Környezettudományi Doktori Iskolájában zajló kutatási programba illeszkedik. Szeretném megköszönni Buday-Sántha Attila, Gyulai Ferenc, Katus László, Kovács Eszter, Leopold László, Lóczy Dénes, Lövei Gábor, Majdán János, Makra László, Marjainé Szerényi Zsuzsanna, Ónodi Gábor, Pálfi Imre, Podmaniczky László, Sály Péter, Sárospataki Miklós, Szalai József, Szilágyi Ferenc és Ungvári Gábor tanácsait és javításait egyes formai és módszertani kérdésekre vonatkozóan.

Irodalom

- AY J. 2000: A mezőgazdasági termelés nemzetközi összehasonlításának egy módszere. – Statisztikai Szemle, 4: 239–247.
- BÁRCZAY J. 1944: Beszámoló az országos árvízvédelmi kormánybiztos 1942–43. évi működéséről. In: Vízügyi Közlemények. 25(1): 1–65.

- BIRÓ SZ. 2009: A földjelzáló-hitelezés intézményrendszere és alkalmazási lehetőségei a magyar mezőgazdaságban. Doktori (Ph.D.) értekezés tézisei. Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 27.
- DMCSEE=Drought Management Centre for South-East Europe 2012: Summary of project results. www. – DMCSEE.eu
- HTTP://WWW.HORTOBAGYTE.HU/LAYMANS_HU.PDF.
- KÁROLYI ZS. 1973: A magyar vízsabályozás története. In: IHRIG, D. (szerk.) A magyar vízsabályozás története. OVH. Budapest. pp. 23–150.
- KSH.HU (<http://www.ksh.hu>) 1921–2010 mezőgazdasági adatok. 1995–2010 GDP adatok, 1990–2010 árak KSH, 1965: Mezőgazdasági adattár I–II. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest.
- KONCSOS L. 2011: Árvízvédelem és szabályozás. – In: SOMLYÓDY L. (szerk): Magyarország vízgazdálkodása: helyzetkép és stratégiai feladatok. MTA Köztisztviselői stratégiai feladatok. Budapest, pp. 207–232.
- LIFE04NAT/HU/000119. <http://www.hnp.hu/78-168.php>.
- LÓCZY, D. 2010: Flood hazard in Hungary: a re-assessment. – Central European Journal of Geosciences. 2(4): 537–547.
- MADDISON A. 2003: The World Economy: Historical Statistics. – OECD, Paris.
- MA. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis report. – Island Press, Washington D.C.
- A MAGYAR ÁLLAM JELENTÉKENYEBB FOLYÓIBAN ÉSZLELT VÍZÁLLÁSOK 1914–1929: Földművelésügyi Minisztérium Vízhajó Intézet. Budapest.
- MARJAINÉ SZERÉNYI Zs., ZSÓKA Á., RÁKOSI J. 2011: Implementation of Water Framework Directive Obligations in Hungary: Estimating the Benefits of Development Activities in Two Pilot Areas. – In: BURRITT, R., SCHALTEGGER, S., BENNETT, M., POHJOLA, T., CSUTORA, M. (szerk.): Environmental Management Accounting and Supply Chain Management. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York. pp. 301–316. DOI: 10.1007/978-94-007-1390-1
- PÁLFAI I. 2004: Belvizek és Aszályok Magyarországon. Hidrológiai tanulmányok. – Vituki, Budapest. p. 492.
- PINKE ZS. 2010: Chapter on the Preparation of the Spatial Planning Program Titled Floodplain Rehabilitation Model in Hortobágy-Sárrét. – In: Évkönyv „Féldőben” A közép-európai terület-, település-, vidék- és környezetfejlesztéssel foglalkozó doktori iskolák találkozója és konferenciája. IV. Környezet-gazdaságtani PhD-konferencia. Évkönyv 1-4. Pécsi Tudományegyetem Közgazdaságtudományi Kar Regionális és Politikai Gazdaságtan Doktori Iskola, Pécs, 1. pp. 207–224.
- SCHWEITZER F. 2009: Strategy or disaster. – Földrajzi Értesítő. 58(1): 3–17.
- STATISZTIKAI ÉVKÖNYVEK 1926–1996: KSH, BUDAPEST.
- SZLÁVIK, L. 2000: Magyarország árvízvédelmének stratégiai kérdései. – Vízügyi közlemények. 82(3–4): 553–594.
- TÓTHNÉ DR. KKÖS K. 2009: Következtetés Statisztika. Gödöllői Innovációs Központ, Gödöllő. p. 211.
- TIRCZKA I. 2000: Magyarország ökológiai adottságainak elemzése a cukorrépa-termesztés szempontjából. – Doktori (Ph.D.) értekezés. Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 130.
- VARGA-HASZONITS Z, TÓTH R. 1987: A cukorrépa terméshozama és az időjárás közötti kapcsolat meghatározása szakaszosan közelítő multiplikatív modellel. Cukoripar, 40(4): 121–126.
- VGT 2010: Magyarország Vízügyi-gazdálkodási Terve – Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság. p. 427.
- VILLÁNYI L. 2010: Hozzászólás a Vitüléshez. – In: „Féldőben” A közép-európai terület-, település-, vidék- és környezetfejlesztéssel foglalkozó doktori iskolák találkozója és konferenciája. IV. Környezet-gazdaságtani PhD-konf. Évkönyv, 1–4. Pécsi Tudományegyetem Közgazdaságtudományi Kar Regionális és Politikai Gazdaságtan Doktori Iskola, Pécs, 1, pp. 73–100.
- VINOGRADOV SZ. 2009: Szántóföldek komplex közgazdasági értékelése Magyarországon. – Doktori (Ph.D.) értekezés, Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 151.
- <http://www.vizugy.hu/index>
- VÍZÜGYI ÉVKÖNYVEK 1934–2010: KIADÓJA 1934–41. MAGYAR KIRÁLYI FÖLDMŰVELÉSÜGYI MINISZTERIUM VÍZRAJZI INTÉZETE, 1949–1950, ORSZÁGOS VÍZGAZDÁLKODÁSI HIVATAL VÍZRAJZI OSZTÁLYA, 1950. KÖZLEKEDÉS- ÉS POSTAÜGYI MINISZTERIUM VÍZGAZDÁLKODÁSI FŐOSZTÁLY VÍZGAZDÁLKODÁSI TANULMÁNYI OSZTÁLYA, 1951. KÖZLEKEDÉS- ÉS POSTAÜGYI MINISZTERIUM VÍZGAZDÁLKODÁSI FŐOSZTÁLY VÍZGAZDÁLKODÁSI TANULMÁNYI OSZTÁLYA, 1952. KÖZLEKEDÉS- ÉS POSTAÜGYI MINISZTERIUM VÍZRAJZI INTÉZETE, 1953–1970. KÖZLEKEDÉS-ÜGYI MINISZTERIUM VÍZRAJZI INTÉZETE, 1973–1989. A VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ INTÉZET, 1990–2001. A VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓ KÖZPONT HIDROLÓGIAI INTÉZETE, 2002–2010. VÍZGAZDÁLKODÁSI TUD. KUT. RÉSZVÉNYTÁRSASÁG HIDROLÓGIAI INTÉZETE. BUDAPEST.
- WELCH, B. L. 1947: The generalization of „Student’s” problem when several different population variances are involved. *Biometrika* 34(1–2): 28–35. doi:10.1093/biomet

THE ROLE OF THE EVALUATION OF DROUGHT AND INUNDATION LOSSES AND THAT
OF FLOOD PROTECTION ECOSYSTEM SERVICE IN THE CONVERSION OF AREAS EXPOSED
TO EXCESS SURFACE WATER INTO WET HABITATS

Zs. PINKE

Szent István University, Environmental Doctoral School
Institute of Environmental- and Landscape Management,
Department of Agrarian- and Environmental Management
H-2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1., Hungary
E-mail: pinkezsolt@gmail.com

Keywords: European Water Framework Directive, flood protection, landscape management, land use change, river basin plan

Abstract: The number one objective of the European Water Framework Directive (WFD) is to restore the good status of water bodies. For Hungary, where more than 10% of the area is arable land highly exposed to excess surface water and 40–45% of croplands lie in the most drought affected zone, the implementation of the WFD is of particular significance. According to the findings of the descriptive statistical examination of the paper drought and excess surface water events lead to a crop loss exceeding 0.5% of the Hungarian GDP every three years. In the five counties exposed to drought and excess surface water the most the yield loss for most crops studied was higher than the national average over the last 100 years. In an other analysis the costs calculated in cubic metres of a huge flood protection investment in the Tisza Valley and two wetland rehabilitation programs were examined. By comparing the costs and benefits, the aspects of cutting flood protection costs, reducing exposure to environmental damage, the implementation of the WFD and other environmental objectives may be brought to a common denominator with the interests of land users.

GYEPEK ÉGETÉSÉNEK TERMÉSZETVÉDELMI MEGÍTÉLÉSE MAGYARORSZÁGON: PROBLÉMÁK ÉS POZITÍV TAPASZTALATOK

DEÁK Balázs¹, VALKÓ Orsolya², SCHMOTZER András³, KAPOCSI István¹,
TÓTHMÉRÉSZ Béla², TÖRÖK Péter²

¹Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen utca 2.

²Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

³Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, 3304 Eger, Sánc utca 6.

e-mail:valkoorsi@gmail.com

Kulcsszavak: biodiverzitás; kontrollált égetés; nemzeti park; természetvédelmi kezelés; tűz

Összefoglalás: Tanulmányunkban a tüzek magyarországi gyepekre gyakorolt hatásait mutatjuk be természetvédelmi szempontból. A témakörrel kapcsolatos publikációk illetve a hazai nemzeti park igazgatóságokon dolgozó szakembereknek kiküldött kérdőívek eredményeit dolgoztuk fel. A kérdőívekre adott válaszok és a szakirodalom áttekintése alapján látható, hogy az tüzek hatásai jelentősen eltérőek lehetnek az égetés körülményeitől illetve a gyeptípustól és élőlénycsoportoktól függően; így természetvédelmi szempontból negatív és pozitív hatások egyaránt jelentkezhetnek. A kérdőíves felmérés alapján a kontrollálatlan égetés gyakran súlyos természetvédelmi problémákat okoz, mivel többek között segítheti a kompetitor fajok térnyerését, károkat okozhat az ízeltlábúak és a földön fészkelő madarak populációiban. A kontrollálatlan, nagy kiterjedésű gyeptüzek az emberi egészséget és személyes biztonságot is komolyan veszélyeztethetik és súlyos gazdasági károkat is okozhatnak. A hazai és nemzetközi tapasztalatok alapján azonban a gyeptüzeknek bizonyos körülmények között lehetnek természetvédelmi szempontból pozitív hatásai is, mint például tájidegen fűszárú fajok visszaszorítása, a felhalmozódott avar eltávolítása illetve veszélyeztetett fajok számára kedvező mikroölelőhelyek létrehozása. A feníték figyelembe vételével a kontrollált égetés alkalmazása számos magyarországi gyepekben jellemző és jelenleg nem megoldott természetvédelmi problémára kínálhat megoldást. Tekintettel arra, hogy jelen tudásunk csupán spontán tüzesetek tanulságain, kisszámú tervezett kísérleten, valamint a nagyszámú, ám magyarországi viszonylatokra csak részben alkalmazható külföldi tanulmányon alapul első lépésként a kontrollált égetés kísérleti jellegű, kis területen történő tesztelése lenne szükséges.

Bevezetés

A szándékos gyűjtogatással vagy emberi figyelmetlenségből keletkező tüzek Európa-szerte jelentős kiterjedésű gyepterületeket érintenek, ami komoly vagyonvédelmi, egészségügyi és természetvédelmi problémákat jelent számos régióban, különösen Kelet- és Dél-Európában (YOUNG et al. 2004, VÁZQUEZ et al. 2002). A spontán tüzesetek természetes zavarásként bármilyen gyeptípusban előfordulhatnak; keletkezésükhöz azonban rendszertint száraz, meleg időjárás és gyűlékony növényi biomassza jelenléte szükséges (SOUSA 1984). Az emberi tevékenység napjainkban kulcsfontosságú hatást gyakorol a természetes tüzek kiterjedésére valamint gyakoriságára. (1) Egyrészt az egykor összefüggő gyepek feldarabolódása és a vonalas létesítmények, mint mesterséges tűzpázták kialakítása sok esetben csökkentik a kiterjedt gyeptüzek kialakulását illetve a tüzek terjedését (BROCKWAY et al. 2006). (2) Ugyanakkor a hagyományos gyepterkezelés megszűnése következtében (ez többnyire a kaszálás vagy legeltetés felhagyását jelenti, BAKKER és BERENDSE 1999, VALKÓ et al. 2012a) számos területen jelentősen megnőtt a gyűlékony fűavar mennyisége, ami növelheti a spontán gyeptüzek kialakulásának esélyét (BROCKWAY et al. 2006, ÓNODI et al. 2008). (3) A klímaváltozás következtében számos európai ország klímája szárazabbá

és melegebbé válva növelheti a spontán tüzesetek kialakulásának valószínűségét is (PAUTASSO et al. 2010). A gyeptüzek kialakulása túlnyomórészt emberi tényezőkre vezethető vissza (VÁZQUEZ és MORENO 1998). Az emberi eredetű gyeptüzek három fő csoportba sorolhatók; természetvédelmi szempontból ezek a tűz-típusok alapvetően különböznek. Beszélhetünk (1) hagyományos égetéses gyepterkezelés során alkalmazott égetésről, (2) szándékos gyújtogatásból vagy emberi figyelmetlenségből keletkező tüzekről illetve (3) természetvédelmi kezelésként vagy kiterjedt tüzek megelőzésként, tervezetten végzett, úgynevezett kontrollált égetésről (*prescribed burning*).

Az égetés az emberiség által legrégebben használt módszer a természetes vegetáció átalakítására, hasznosíthatóvá tételére. Ennek gyakorlata a történelem előtti időkre nyúlik vissza, amikor az égetéssel a vadászható és háziasított állatfajok életterét kívánták megnövelni, továbbá a kultúrnövények termésmennyiségét és biomassza-termelését kívánták fokozni (VALE 2002). Az égetés Európa bizonyos területein, például Skóciában és a Balti államokban évezredek óta a hagyományos tájhasználat hangsúlyos eleme volt, azonban a társadalmi és gazdasági változások miatt ezt a tevékenységet a legtöbb területen már nem folytatják napjainkban (BRUCE és GOLDAMMER 2004). Európa-szerte a hagyományos tájhasználatához kapcsolódik a legeltetést kísérő égetés, amelynek legfőbb célja a takarmány minőségének javítása (PAPANASTASIS et al. 1990). A tüzekhez kapcsolódó negatív tapasztalatok és beidegződések miatt a gyepek égetése Európa számos országában tiltott vagy erősen korlátozott (ANONYMOUS 2010). A gyújtogatások és más kontrollálatlanul végzett gyepterkezelések súlyos egészségügyi, levegőtisztasági valamint személy- és vagyonvédelmi kockázatai miatt a gyeptüzek társadalmi megítélése többnyire negatív. A gyepterkezelés ellentmondásos megítélése a természetvédelemben mindezek mellett valószínűleg annak is köszönhető, hogy a legtöbb élőlénycsoport égetésre adott válaszreakcióit nem vizsgálták, így ismereteink igen hiányosak.

A gyeptüzekkel kapcsolatos negatív tapasztalatok mellett a gyakran katasztrófa-centrikus médiafigyelem is negatív irányba tereli az égetéses gyepterkezelés megítélését. Ezzel szemben a nemzetközi szakirodalom világosan különbséget tesz a korábban említett kontrollálatlan (spontán vagy gyújtogatásból eredő) gyeptüzek, illetve a kontrolláltan zajló tervezett égetések (*prescribed burning*) között (VALKÓ et al. 2012b).

A gyepek égetésének hatásait objektíven olyan kontrollált vizsgálatokkal értékelhetjük, amelyekben egy gyepterületet a vizsgálni kívánt élőlénycsoportok előzetes alapállapot-felmérését követően, jól dokumentált módon és időpontban égetnek le, általában valamilyen természetvédelmi cél elérése érdekében. Ilyen vizsgálatok kivitelezésére azonban a legtöbb európai országban az égetési tilalom miatt nincs lehetőség. A természetes vagy emberi eredetű kontrollálatlan (nem tervezett) tüzek gyakoriságuk miatt jó vizsgálati lehetőséget jelentenek; ugyanakkor a vizsgálatukból nyert eredmények és következtetések értékét csökkenti, hogy nincs lehetőség alapállapot felvételre, hiszen nem ismert előre a tűz időpontja és helye. Európában nagyon kevés vizsgálat foglalkozik a tüznek a gyepekre gyakorolt hatásaival. Még ennél is kevesebb a gyepek kontrollált égetésével foglalkozó publikált és hozzáférhető vizsgálatok száma (mindössze 11 vizsgálat foglalkozik az európai gyepek kontrollált égetésével; VALKÓ et al. 2012b). Ezzel szemben Észak-Amerikában kiterjedt irodalma és gyakorlata van a természetvédelmi célú égetéseknek (lásd részletesebben VALKÓ et al. 2012b).

Tanulmányunkban a magyarországi gyeptüzekkel kapcsolatos tapasztalatokat kíván-

juk természetvédelmi szempontból bemutatni, alapvetően rávilágítva azokra az előnyökre és hátrányokra, amelyek mentén átgondolható a tervezett égetés hazai természetvédelmi gyepterkezelési stratégiába történő integrálása. A tanulmány készítése során összegyűjtöttünk és értékeltünk számos, eddig nem közölt gyakorlati tapasztalatot és megfigyelést egy kérdőíves felmérés segítségével. Bízunk abban, hogy a tanulmányunkban összegzett tapasztalatok hozzájárulnak egy fontos, ám mégis kevésbé vizsgált problémakör megismeréséhez, a mellette és ellene szóló érvek jobb megértéséhez. Munkánk vitaindító gondolatok megfogalmazásával kiindulópontot jelenthet egy ígéretes, de Európában kevésbé ismert és használt természetvédelmi kezelés, a kontrollált égetés módszertanának részletes kidolgozásához.

A gyepterkezelés hazai irodalma

A hazai publikált tanulmányok többnyire erdőállományokban tapasztalt tüzek hatásaival foglalkoztak (a teljesség igénye nélkül: GELETA 1995, GHIMESSY 1995, 2003, CSONTOS és CSERESNYÉS 2007, TAMÁS és CSONTOS 2006, PAPP 2010). A gyeptüzek gyakori előfordulása és markáns hatásai ellenére kevés a témával kapcsolatos hazai publikáció; ezek túlnyomóan az égetés alföldi szikes és homoki gyepekre, illetve dombvidéki szárazgyepekre gyakorolt hatásait tárgyalták. ÓNODI et al. (2007, 2008) kiskunsági nyaras-borókásokban vizsgálta a legelés tüzek terjedésére gyakorolt hatását. Eredményeik alapján látható, hogy a mérsékelt májusi birkalegelés jelentősen csökkentette a tűz terjedésének esélyét és az éghető biomassza mennyiségét, ezzel szemben az áprilisban legeltetett területeken a nyári időszakra nagyobb lett az éghető biomassza mennyisége, így nőtt a tűz terjedési esélye is. SAMU et al. (2010) leégett szárazgyepekkel mozaikoló homoki borókásokban és nyarasokban vizsgálta a tűz hatásait futóbogarakra és pókokra. A leégett területeken a futóbogarak egyedszáma háromszorosára nőtt a kontroll területeken tapasztaltakhoz képest, a fajsám azonban a kontroll területeken szignifikánsan magasabb volt. Összességben a leégett területek futóbogár-közössége alacsonyabb természetvédelmi értékű volt, mint a kontroll területeké. A pókok fajszáma és egyedszáma nem változott szignifikánsan az égetést követően, ugyanakkor a pók-közösségek fajösszetétele megváltozott az égetés hatására. A pók-közösségek természetvédelmi értéke azonban nem csökkent. VÉGVÁRI et al. (2011) áttekintő képet adott a tüzeknek a gyepi életközösségekben betöltött szerepéről és esettanulmányok gyakorlati tapasztalataira alapozva (Hortobágy, Bihari-sík és Putnoki-dombság) leírást adott a tűznek egyes kiemelt élőlénycsoportokra gyakorolt hatásairól szikes és dombvidéki gyepi élőhelyeken. A kiadvány rövid ajánlásokat is megfogalmazott az égetés a természetvédelmi gyepterkezelésben való kivitelezésével kapcsolatban. A tüzeknek a tardonai-dombságban csinos árvalányhajas gyepekre gyakorolt hatásáról szóló rövid fényképes összefoglaló (GARADNAI 2007) a rendszeres égetés utáni erózió veszélyére hívta fel a figyelmet. A „Pannon gyeptípusok élőhelykezelése Magyarországon” LIFE projekt (LIFE 05NAT/HU/000117) keretében kis területegységeken belül végrehajtott egyszeri égetés hatásait vizsgálták a Leányvári-völgy és a Belsőbárandi-völgy löszgyepeiben. Emellett javaslatokat tettek a löszgyepek kontrollált égetésének gyakorlati kivitelezésére. Vizsgálataikban azt találták, hogy az égetés csökkentette az avar mennyiségét, azonban nem volt jelentős hatással a növényzet struktúrájára és a kiemelt élőlénycsoportok (puhatestűek, pókok) tömegességi viszonyaira.

Az égetés jogi szabályozása és háttere Magyarországon

A gyepek kontrollált égetésére Magyarországon három jogszabály vonatkozik: (1) a természetvédelmi törvény (1996. évi LIII. törvény), (2) a levegő védelméről szóló kormányrendelet (306/2010 Korm. rend.), valamint (3) a Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapotról és támogatásokról szóló rendelet (50/2008. (IV. 24.) FVM rendelet).

A természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény a védett illetve természeti területeken a gyepek égetését a természetvédelmi hatóság engedélyéhez köti. A törvény 21. § (1) b, pontja alapján „természeti területen a természetvédelmi hatóság engedélye szükséges a gyepek, valamint a nád és más vízinövényzet égetéséhez”. A 38. § (1) f, pontja alapján „védett természeti területen a természetvédelmi hatóság engedélye szükséges különösen nád és más vízinövényzet égetéséhez, irtásához, aratásához, gyepek és parlagterület, tarló és szalma égetéséhez, valamint – a kijelölt és kiépített tűzrakóhely kivételével – erdőterületen tűz gyújtásához”.

A levegő védelméről szóló 306/2010 Kormányrendelet 27. § (3) alapján „Lábon álló növényzet, tarló és növénytermesztéssel összefüggésben keletkezett hulladék nyílt téri égetése tilos.” Ez a gyepek természetvédelmi célú kontrollált égetésével kapcsolatos tiltó határozatokban gyakran hivatkozott szabályozás véleményünk szerint nem egyértelmű. A természetvédelmi célú kontrollált égetés engedélyezése során általánosságban ugyanis a „lábon álló növényzet” kifejezést minden típusú vegetációra alkalmazzák (természetes gyepekre is), míg a szöveggörnyezetből úgy is értelmezhető, hogy a jogalkotó ezt a szántóföldi növénytermesztésben jelen levő lábon álló növényzetre, tehát szántóföldi kultúrára érti. Az értelmezési probléma tisztázása sokat segítené a kontrollált égetés engedélyezése során.

Fontos megjegyezni, hogy a Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapotról és támogatásokról szóló 50/2008. (IV. 24.) FVM rendeletnek a „Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot” előírásait ismertető 1. számú mellékletének 4. pontja alapján „tarló, nád, növényi maradvány valamint gyepek égetése tilos”. Ezért is fontos, hogy azokon a területeken, ahol mezőgazdasági támogatást vesznek igénybe, ott az égetések legalizálva a hatóságok által engedélyezve legyenek, ellenkező esetben a beavatkozás a támogatás jelentős részének megvonását eredményezheti.

Anyag és módszer

A magyarországi gyepek égetésével foglalkozó cikkeket a MATARKA és az ISI Web of Science publikációs adatbázisokban kerestük. További tanulmányokat és kutatási jelentéseket is felhasználtunk, amelyeket a témával foglalkozó szakemberek bocsátottak rendelkezésünkre. Cikkünkben elsősorban azokat a publikációkat dolgoztuk fel, amelyek a gyeptüzek hatásait természetvédelmi szempontból értékelik, így nem foglalkoztunk részletesebben az égetések környezetvédelmi hatásaival illetve az erdőket, nádasokat, egyéb nem gyepi élőhelyeket vagy településeket érintő tüzeseteket tárgyaló publikációkkal. A magyarországi gyeptüzek hatásainak természetvédelmi szempontú értékelésére egy 12 kérdésből álló kérdőívet állítottunk össze. Tekintettel arra, hogy a gyeptüzeknek

az élővilágra kifejtett hatásáról a természetvédelmi területek kezelői, a nemzeti parkok rendelkeznek a legtöbb információval, így elsődleges célunk az volt, hogy egy kérdőíves felmérés segítségével a magyarországi nemzeti park igazgatóságokon dolgozó szakemberek tapasztalatait gyűjtsük össze (a kérdőívet lásd az 1. Függelékben). Összesen 30 szakember vett részt a kérdőívek kitöltésében, 17 kitöltött űrlapot dolgoztunk fel és a felmérésben minden nemzeti park igazgatóságról vettek részt szakemberek. A cikkben minden esetben feltüntettük, hogy a megfigyelések mely nemzeti park igazgatóság működési területére vonatkoznak, azonban szeretnénk hangsúlyozni, hogy a kérdőívre adott válaszok nem az adott nemzeti park igazgatóság hivatalos álláspontját képviselik. A kérdőívekre adott válaszokat a szélesebb kitekintés érdekében összevetettük a hazai és nemzetközi irodalomban fellelhető tapasztalatokkal.

A következőkben a kérdőívekre adott válaszok alapján összefoglaljuk a hazai nemzeti park igazgatóságokon dolgozó szakemberek tapasztalatait a gyepek égetésével kapcsolatban. Azokban az esetekben idéztük a hazai és nemzetközi szakirodalmat is, amikor a közölt eredmények összevethetők voltak a hazai terepi tapasztalatokkal. A nemzeti park igazgatóságok neveit a továbbiakban a hivatalos rövidítésükkel jelöltük.

Eredmények

Az égetés által érintett gyepek Magyarországon

A kérdőívekre adott válaszok alapján látható, hogy a tüzek minden hazai nemzeti park területén, számos gyeptípusban jellemzőek. Legnagyobb kiterjedésben az ANPI, BNPI, HNPI és KNPI működési területén fordulnak elő a tüzek. A kérdőívek tanúsága szerint a tüzesetek többsége nem természetes, hanem emberi eredetű (1. táblázat). A tűz oka gyakran szándékos gyújtogatás, amelynek egyik fő célja a gyepek kezelése, „rendben tartása”. Az égetést gyakran alkalmazzák a gyepek produktivitásának növelésére, segítségével hatékonyan csökkenthető a felhalmozódott fűavar, kórók illetve cserjék mennyisége. Jellemző továbbá az útszélek, mezsgyék olcsó karbantartásának érdekében végzett égetés. A fenti, többnyire illegális égetések évente több tízezer hektárt érintenek országosan. Nem elhanyagolható a gazdálkodási cél nélkül (úgymond „szórakozásból” vagy „játékból”) gyújtott tüzek aránya sem. A gyeptüzek részben más területeken (nádgazdálkodási törmelék vagy erdészeti vágástéri hulladék égetése, tarlóégetés révén) kialakult tüzek áttérjedésével keletkeznek. Ez a folyamat megfordítva is lejátszódhat, komolyan veszélyeztetve nádasokat, erdőket, emberi településeket és kulturális értékeket, ahogy ezt a közelmúlt nagy publicitást kapott példái nyomán is láthatjuk (pl. a Krasznahorkai vár és a Radnóti kastély tetőszerkezetének kigyulladás). Létrejöhetnek még a gyepegzálkodás során nem megfelelő műszaki állapotú munkagépek által okozott tüzek is. Ide sorolhatóak például a kaszagépből (megszorult csapágyak következtében túlhevült fém-alkatrészekből) kipattanó szikra okozta tüzesetek. Esetenként előfordulnak természeti jelenségek, például villámcsapás által előidézett tüzek is. Ennek oka, hogy a kontrollált égetés még nem terjedt el Magyarországon (ahogy Európa legtöbb országában sem) természetvédelmi kezelésként és a legtöbb régióban a természetvédelmi hatóság nem is engedélyezi a tűz alkalmazását a természetvédelmi kezelések során.

1. táblázat A magyarországi nemzeti parkok működési területének spontán és szándékos tüzesetek általi érintettsége a kérdőívekre adott válaszok alapján.

Table 1. Occurrence of grassland burning in Hungarian national parks based on the answers for the questionnaires.

	<i>ANPI</i>	<i>BFNPI</i>	<i>BNPI</i>	<i>DDNPI</i>	<i>DINPI</i>	<i>FHNPI</i>	<i>HNPI</i>	<i>KMNPI</i>	<i>KNPI</i>	<i>ŐNPI</i>
Leégett terület (/év)	1000–10.000 ha	néhány 10 ha	1000–10.000 ha	n.a.	300–400 ha (Tápió-vidék)	0–30 ha	200–3500 ha	néhány 10 ha	100–1000 ha-os nagyságrend	<100 ha
Leégett foltok mérete	0,1–100 ha	néhány ha	változó, 0,5–70 (–200) ha	0,1–5 ha	1–50 ha	5 ha	0,1–300 ha	néhány ha	1,5–40 ha	néhány ha, sávós égetés
Szándékos tüzesetek aránya	nagyrészt szándékos	változó	nagyrészt szándékos	nagyrészt szándékos	változó, nagyrészt szándékos	kizárólag spontán	50%-ban szándékos	változó	nagyrészt szándékos	nagyrészt szándékos
Szándékos tüzesetek okai	régebben gyepterkezelés, napjainkban “játék” vagy megszokás	változó	fásszárú növényzet vissza-szorítása, fűhozam növelése	gyep-kezelés	gyep-kezelés, nádgazdálkodási tüzek	szándékos tüzesetek nem jellemzőek	gyepkezelés, mezsgye-égetés, nádgazdálkodási tüzek, “játék”	tarló-égetés	nádgazdálkodási tüzek, gyepterkezelés, gondatlanság, tűz áterjedése gyepekre	felesleges kaszálék eltávolítása
Égetés hónapja	II–IV., esős tavasz esetén IX–X.	változó	III–IV., kisebb részben VII–VIII.	nyár és ősz	X–IV., ált. III.	I–VI.	ált. VI–VIII., esetleg III–IV.	IV–X.	II–IV., ritkábban VII–IX.	IX–X.
Érintett gyeptípusok	lejtősztyepek, mocsárrétek, sziklagyepek, felhagyott kiskertek és szőlőhegyek	bokor-erdők, lejtősztyepek	szikés puszták, löszgyepek, félszáraz gyepek, sztyeprétek, hegyi rétek, mocsárrétek, magas-sásosok	többféle gyeptípus, de főként száraz-gyepek	szikés puszták, löszgyepek, homoki gyepek, láprétek, parlagok	szikés puszták, homoki gyepek	szikés puszták, löszgyepek, szikés rétek	szikés puszták, löszgyepek, mocsárrétek	szinte minden gyeptípus, mocsárrétek, szikés puszták, homoki gyepek és sztyeprétek	hegyi rétek, ritkán láp- és mocsárrétek

A tüzek kialakulása minden évszakban jellemző. Egyértelmű trendet nem lehet meghatározni, de kiemelendők a tavaszi égetések (VÉGVÁRI et al. 2011). A tüzesetek egyaránt előfordulnak kaszált, legelt és kezeletlen gyepekben, de az általános tapasztalat az, hogy a kezelés elmaradása jelentősen növeli a tüzek kialakulásának esélyét, többnyire a gyúlékony fűavar felhalmozódása miatt. Emellett a kaszálókön szintén nagyobb a bekövetkezett tüzesetek aránya. Ez köszönhető annak, hogy kaszálás a legeléssel ellentétben nem folyamatosan távolítja el a jelen lévő biomasszát, valamint itt a technológiai tüzek előfordulásának is nagyobb lehetősége van (lásd fentebb). Az összegzett tapasztalatok alapján megállapítható, hogy hazánkban majd minden gyeptípus és gyepek élőhelye esetében előfordulnak tüzesetek (1. táblázat). Ezen túlmenően olyan élőhelyek, ahol a gyepek és a fás vegetáció mozaikot alkot, mint például a homoki nyáras-borókás gyeptömbök és nyílt gyepekkel mozaikoló bokorerdők, szintén érintettek (pl. SAMU et al. 2010).

A tüzek hatása a gyepek szerkezetére és élővilágára

A tüzek egyik legszembetűnőbb hatása az, hogy a felhalmozódott **avar** mennyiségét csökkentik (BNPI, DINPI, DDNPI, HNPI, KMNPI, KNPI, RYSER et al. 1995, ALTBÄCKER 2005, ÓNODI et al. 2008, ÓNODI 2011) és helyenként nyílt talajfelszíneket hoznak létre (KMNPI, HANSSON és FOGELFORS 2000; ANTONSEN és OLSSON 2005). A tűz hőmérséklete, így az élővilágra kifejtett elsődleges hatásai is arányosak a felhalmozódott avar mennyiségével (VALKÓ et al. 2012b), ezért ezen hatások várhatóan kisebbek a rövid fűű gyepekben (mint például egy ürmös szikes pusztán), mint a magasabb produktív élőhelyeken (például egy magas fűű szikes réten; HNPI).

A tűz hatása a **gyomokra és inváziós** fajokra az égetés körülményeitől és a gyeptípustól függően igen eltérő lehet. Néhol egyazon fajjal kapcsolatban ellentmondó tapasztalatokról számolnak be. Ilyen volt például az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) égetésre adott válasza. A DDNPI területén tapasztaltak szerint egyes területeken a rendszeres tűz alkalmas lehet ezen fajok állományainak korlátozására (vö. JOHNSON és KNAPP 1995). Ugyanakkor más területeken a rendszeres tüzek elősegítették az aranyvessző fajok terjedését lápréteken és üde szikes réteken (DINPI, KNPI; vö. SIMMONS et al. 2007). Egy másik inváziós faj, az akác (*Robinia pseudoacacia*) terjedését a tűz a tapasztalatok alapján minden esetben segítette (elősegíti a csírázást és a sarjak térnyerését is, BNPI, DINPI, KNPI; vö. MARINGER et al. 2007). Gyepek leégését követően egyes inváziós fajokat könnyebben vissza lehet szorítani, mivel a tüzet követően a terület alkalmasabbá válik a legeltetésre (DDNPI). Ezt tapasztalták CUMMINGS et al. (2007) vizsgálatában is észak-amerikai prérikon, ahol egy mérgező inváziós növényfajt, a *Lespedeza cuneata* nevű pillangósfajtát tüzet követő legeltetéssel sikeresen visszaszorították. A tüzet követően ugyanis a faj kénytelen volt több energiát fordítani a tűz utáni regenerációra és kevesebbet a mérgező másodlagos anyagcseretermékek termelésére, ezáltal fogyaszthatóvá vált a legelő fajok számára. Megfigyelték továbbá, hogy száraz években a tüzeket követően a gyomok aránya megnő (DDNPI, DINPI, HNPI). A szikes gyepekben a tüzek utáni első évben jelentősen megnövekedett egyes rövidéletű gyomok – például fehér libatop (*Chenopodium album*) és fehér disznóparéj (*Amaranthus albus*) – borítása, azonban az égetést követő második évre arányuk újra lecsökkent (HNPI, BLUMENTHAL et al. 2005, VÉGVÁRI et al. 2011).

Magyarországon számos olyan gyeptípus fordul elő, amelynek természetes elemei egyes **fásszárúak**. Ilyen élőhelyek például a nyáras-borókás csoportokkal mo-

zaikoló homoki gyepek és fás legelők (KENÉZ et al. 2007, SZABÓ et al. 2007, SALÁTA et al. 2011, BÖLÖNI et al. 2011). A gyepekkel mozaikoló borókás élőhelyeken a tűz jelentős mértékű negatív hatást gyakorolhat a borókára (*Juniperus communis*). Ennek oka az, hogy a növény magas illóolajtartalma révén könnyen meggyullad és jól ég, ami a legtöbb esetben a borókabokor pusztulását okozza (ANPI, BNPI, KNPI, ÓNODI et al. 2008, THOMAS et al. 2007). A néhány évtizedenként kialakuló tüzek, majd az azt követő regeneráció jelentős szerepet játszik a hazai borókások mozaikosságának kialakulásában (ALTBÄCKER 1998). A nyáras-borókás állományokban a tűz a gypfoltok területének növekedését eredményezheti. A későbbiekben azonban a nyár (*Populus* spp.) és esetenként az akác sarjak megtelepedése megfordíthatja ezt a folyamatot, ami hosszútávon a gypfoltok kiterjedésének csökkenéséhez vezethet (KNPI, ÓNODI et al. 2008). A borókához hasonlóan a tűz visszaszorítja a gyepekben megjelenő magas gyantatartalmú feketefenyőt (*Pinus nigra*; BNPI) és erdeifenyőt (*P. sylvestris*) is (ANPI, CARLISLE és BROWN 1968). A tűz károsíthatja a legelőkön, fás legelőkön található hagyásfákat (BNPI, DINPI), ugyanakkor a gyepterületek leégése elősegítheti egyes cserjefajok (kőkény, galagonya) további térnyerését is (BNPI, DINPI, KNPI).

Tűz hatására megváltozhat a gyepekben az **egyszikű-kétszikű arány**. Általános tapasztalatként elmondható, hogy ha a tűz rendszeres zavarási tényezőként van jelen, akkor növelheti a kompetítor, tarackoló füvek borítását (RYSER et al. 1995, KAHMEN et al. 2002; SZENTES et al. 2007, 2012, PENKSZA et al. 2010, ZIMMERMANN et al. 2010). Ilyen fajok a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) (ANPI; RYSER et al. 1995, KAHMEN et al. 2002) és a siska nádtippa (*Calamagrostis epigeios*) (HNPI, KNPI, HILLE és GOLDAMMER 2007, MAROZAS et al. 2007, HÁZI et al. 2009, 2011). Tűz hatására több területen a teresztzis nád (*Phragmites australis*) előretörése szintén megfigyelhető volt (KMNPI, VONA et al. 2006a, 2006b). Hegylábi felhagyott szőlőkben kialakult sztyepréteken az alkalmi tüzek a hosszúlevelű árvalányhaj (*Stipa tirsa*) visszaszorulását eredményezték, ami azonban segítette értékes kétszikű fajok, úgymint a piros kígyószisz (*Echium russicum*) és Jankatarsóka (*Thlaspi jankae*) populációjának növekedését, főként az avar eltávolítása miatt (BNPI). Ugyanezen élőhelytípusban a rendszeres tüzek hatására jelentősen megnőtt a *S. tirsa* borítása (BNPI). Az ANPI területén megfigyelték, hogy rendszeres tüzek hatására a Janka-tarsóka állománya hat év alatt a tizedére csökkent, ezzel szemben egy szomszédos nem égetett gyeppen növekedett a faj egyedszáma. Ehhez hasonlóan a Tardonai-dombságban rendszeres égetést követően jelentősen megnőtt a csinos árvalányhaj (*Stipa pulcherrima*) borítása, emellett számos kétszikű kísérő faj visszaszorult (GARADNAI 2007). Alföldi löszgyepekben rendszeres tüzek következtében az egyszikűek aránya csökkent, a kétszikűek aránya megnőtt (KMNPI). A terület leégését követő időszakban az első egy-két évben jelentősen megnőhet a **mohák és zuzmók** borítása (KETTNER-OOSTRA et al. 2006). Ez a jelenség általában csak időszakos, a későbbiekben a természetes állapotokra jellemző mértékre áll vissza arányuk (KNPI).

A tűz hatása a **védett** illetve **ritka növényfajokra** erősen függ az égetés időpontjától; egy adott fajra eltérő hatást gyakorolhat egy tavaszi vagy egy nyári tűz. Emellett az égetést követő néhány hónap csapadékjárása is nagyban befolyásolja a tűz növényekre gyakorolt hatásait: egy tüzet követő aszályos év a degradációs, míg egy csapadékos év a regenerációs folyamatokat segítheti elő (BNPI). Amennyiben nem virágzási, termésérési időszakban következik be a tűz, akkor a kökörccsin (*Pulsatilla* spp.) és hérics (*Adonis* spp.) fajok populációinak megerősödését eredményezheti. Az alkalmi tüzek segítik a kö-

körörcsin fajok és a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) terjedését az ANPI területén a szakértők elmondása szerint. A BNPI területén az *A. vernalis* állományaira pozitív hatással vannak a tüzek. A volgai hérics (*Adonis vologensis*) csírázására is pozitív hatással vannak a nem túl gyakori, hóolvadást követő tüzek (KMNPI, ILLYÉS et al. 2007). A magyar kökörörcsin (*Pulsatilla pratensis* ssp. *hungarica*) esetében a korábbi lőtértüzek pozitív hatással voltak a populációra, mivel csökkentették az avar mennyiségét és a csírázásra alkalmas nyílt talajfelszíneket hoztak létre (HNPI). Szikes réteken a tüzesetet követő évben a kiskécskű aszat (*Cirsium brachycephalum*) virágzó hajtásszámának növekedése volt tapasztalható (HNPI). Az alkalmankénti tűz pozitív hatással lehet a selymes boglárka (*Ranunculus ily-lyricus*), a Janka tarsóka (*Thlaspi jankae*), a macskahere (*Phlomis tuberosa*) és a nagyvirágú gyíkfü (*Prunella grandiflora*) állományaira félszáraz irtásrétekben (BNPI). Az avar eltávolítása révén tűz után a hagymások és gumósok általában jól regenerálódnak (PYKE et al. 2010), a KNPI területén például az egyhajúvirág (*Bulbocodium vernum*) és a tarka sáfrány (*Crocus reticulatus*) populációinak növekedése volt megfigyelhető tűz után. A tapasztalatok alapján azt mondhatjuk, hogy avarosodó, zárt szárazgyepekben a mozaikos égetés alkalmas lehet az említett fajok populációinak fenntartására, új mikroélőhelyek kialakítására. A virágzási időben történt tüzesetek azonban negatívan hatottak a leánykökörörcsin (*Pulsatilla grandis*), a tavaszi hérics (*A. vernalis*), a nagy pacsirtafű (*Polygala major*) (BNPI) illetve a fekete kökörörcsin (*P. nigricans*) és az agárkosbor (*Orchis morio*) állományaira (FHNPI) is. A leánykökörörcsin esetében megfigyelték, hogy a rendszeresen égetett állományokban az egyedeknek csupán 5–10%-a virágzik (BNPI).

A tüzek jelentős hatást fejtenek ki az **állatvilágra** is. Ennek okai a (1) tűzzel történő közvetlen érintkezés pusztító hatása, (2) az élőhely-szerkezet, valamint (3) a táplálék-kínálat (pl. tápnövény-egyedszám) megváltozása (ENGSTROM 2010). (1) A tűzzel történő közvetlen érintkezés értelemszerűen negatív hatást gyakorol a gerinctelen faunára, különösen a talajfelszínen és a felszín közelében élő, illetve lágyszárú növényekre, vagy azok szárába petéző fajok esetében (ANPI, BNPI, DINPI, FHNPI, HNPI, KNPI, ÖNPI, ENGSTROM 2010). Egyes hangyafajokra negatív hatást fejt ki az őszi égetés, ugyanis a tűz a fészkek túlmelegedését okozhatja. Az időpont azért kritikus, mert például a fullánkos vöröshangya fajok (*Myrmica* spp.) ebben az időszakban hozzák fel a petéket és lárvákat a felszín közelébe, így az egész populáció sérülékenyebb a felszínt érintő hatásokkal szemben (HNPI). A pannon gyík (*Ablepharus kitaibelii*) populációit a kora tavaszi tüzek, míg a zöld gyík (*Lacerta viridis*), cickány (*Sorex* spp.) és futóbogár fajok (*Carabus* spp.) állományait a késő tavaszi és nyári tüzek veszélyeztetik (BNPI). A tűz elsősorban a fészkelési és utódnevelési időszakban fejthet ki jelentős negatív hatást a talajon fészkelő madarakra: tűzok (*Otis tarda*), réti fülesbagoly (*Asio flammeus*), búbos (Vanellus vanellus) nagy goda (*Limosa limosa*) és piroszlábú cankó (*Tringa totanus*) (HNPI, KMNPI, KNPI, LYON et al. 2000, VÉGVÁRI et al. 2011). (2) A kezeletlen területeken bekövetkezett téli tüzesetek segíthetnek megfelelő, nyílt dürgő-helyek kialakításában a tűzok számára (HNPI, VÉGVÁRI et al. 2011). (3) A lápi tarkalepke (*Euphydryas aurinia*) populációjára közvetett módon pozitív hatással lehet a megfelelően időzített kontrollált égetés, ugyanis a faj tápnövénye, a gombos törpezanót (*Chamaecytisus supinus*) pozitívan reagál a tüzekre (ÖNPI).

A tűz hatására a gyepek alkalmasabbakká válnak a gazdálkodásra: csökken az avar mennyisége, eltűnnek a kórók, javul a **takarmány minősége** (ANPI, HNPI, KNPI, TRACY és McNAUGHTON 1997). Ez a köztudott, gazdálkodók által megfigyelt jelenség szolgál alapul a szándékosan gyújtott gyeptüzek jelentős részéhez. A gyeptüzeknél, a szántóterü-

leteken alkalmazott égetések analógiájául, jelentkezhethet az a gazdálkodási indok is, hogy a tüzek révén a patogének és kártevők visszaszoríthatók (LYON et al. 2000). A fentiek azonban elsősorban gazdasági előnyökkel járnak, így ezen érvek csak speciális esetben (például egyes veszélyeztetett fajok védelmi programjához kapcsolódva) lehetnek elsődleges szempontok a természetvédelmi kezelések megtervezésénél.

A tüzek sokféleképpen alakíthatják a gyepi **élőhely-szerkezetet**. A tűz különösen az olyan élőhelyeken eredményezheti a növényzet károsodását, ahol sok az éghető növényi anyag (hosszú idő óta nem kezelt szikes puszták, sziki rétek); tartós szárazság után kialakult tűzben a felszínhez közeli gyökerek is károsodhatnak (HNPI, MILLER 2000). Esetenként az eredeti állapot néhány éven belül helyreáll, azonban más esetekben gyorsan kolonizáló kompetitor fajok, mint a *Calamagrostis epigeios* válhatnak uralkodóvá a területen (HNPI; VÉGVÁRI et al. 2011, HÁZI et al. 2011). Extrém nagy tüzeknél a zombékos sziki rétek zombékjai teljesen kiéghetnek és széteshetnek (HNPI). Számos esetben a tüzek után a természetes társulások jól **regenerálódnak**, azonban egyes esetekben utókezelésre lehet szükség (ROBICHAUD 2000, PYKE et al. 2010). A tüzeket követően a negatív hatások mérséklésére érdemes lehet a területen valamilyen kiegészítő természetvédelmi kezelést alkalmazni (DDNPI, HNPI). Mérsékelt legeltetés segíthet a gyomfajok visszaszorításában illetve a mozaikosság fenntartásában vagy növelésében. A HNPI és KNPI területén található jó természetességű mocsárrétek, láprétek egyszeri leégés után néhány év alatt regenerálódnak. Mind a KNPI mind a HNPI területén található szikesek gyorsan regenerálódnak, regenerációjukhoz utókezelés általában nem szükséges.

A tűz közvetlen hatásai mellett ki kell emelni a **tűz oltása során jelentkező hatásokokat** is. A természetes módon vagy gyújtogatás során keletkezett kontrollálatlan tüzek esetében előzetes biztonsági óvintézkedésekre nincs lehetőség, mert a tűz észlelésekor általában az már intenzíven ég. Ilyenkor a vagyon illetve emberi élet védelmének érdekében sokszor drasztikus oltási beavatkozások szükségesek. Ilyen például tűzpázták létesítése tárcsázással (HNPI, KNPI) vagy a tolólapos tűzoltás (KNPI). Károkat okozhatnak az oltáshoz felvonuló járművek is, mivel kerekeik mély csapákat hagynak a gyepekben. Ezek a természetes gyepek jelentős mértékű degradációját (tájsebek létrejötte, gyomosodás) okozzák és a kialakult bolygatott talajfelszínek az inváziós fajokkal való fertőzés veszélyét is magukban hordozhatják. Az ANPI területén keletkezett egyik tüzeset oltása során a fokozottan védett magyar nőszirm (*Iris aphylla* ssp. *hungarica*) erdőszegélyben található állományát beszántották, annak érdekében, hogy megakadályozzák az erdőtűz kialakulását. A természeti értékek lehetséges károsodása mellett a tűzpázták létesítése beszántással tűzvédelmi szempontból is kockázatos, mivel a leforgatott barázdaszeletek között a szerves anyag még napokon át képes izzani (HNPI).

Értékelés

A kérdőívekre adott válaszok és a szakirodalom áttekintése alapján látható, hogy a tüzek hatásai jelentősen eltérőek lehetnek az (1) égetés körülményeitől (például időzítés, gyakoriság, intenzitás, időjárás) illetve (2) az érintett gyeptípustól és élőlénycsoportoktól függően. A fent említett körülményektől függően természetvédelmi szempontból negatív és pozitív hatások egyaránt jelentkezhetnek.

A kérdőíves felmérés alapján a kontrollálatlan égetés gyakran súlyos természetvédelmi problémákat okoz azáltal, hogy: (1) homogenizálja az élőhelyeket, segíti a kompetitor fajok térnyerését, (2) a virágzási, termésérési időben kialakult tüzek károsítják a védett növényfajok populációit, (3) a fészkelési időszakban kialakult tüzek komoly károkat okoznak a földön fészkelő madarak populációiban, (4) a tűz szinte minden időpontban káros lehet az ízeltlábúakra, (5) elősegítheti egyes gyom- és inváziós növényfajok terjedését (6) hozzájárulhat egyes gyeptípusok becserjésedéséhez, (7) károsíthatja a gyepekkel mozaikoló őshonos fás vegetációt is valamint (8) az égés során jelentkező magas hőmérséklet károsíthatja a gypalkotó fajok gyökérzetét is. A kontrollálatlan tüzek oltása során mind a gyeper szerkezete mind a jelen levő védett fajok populációi jelentősen sérülhetnek. Mindezek mellett a kontrollálatlan, nagy kiterjedésű gyeptüzek az emberi egészséget és személyes biztonságot is komolyan veszélyeztethetik és súlyos gazdasági károkat is okozhatnak.

A negatív hatások mellett azonban meg kell említeni a gyeptüzekkel kapcsolatos pozitív tapasztalatokat is. A nemzeti park igazgatóságokon dolgozó szakemberek számos a gyeptüzekkel kapcsolatos pozitív tapasztalatot osztottak meg velünk és a nemzetközi irodalomban is sok ígéretes példát találtunk az égetéssel gyepterkezelés alkalmazására (VALKÓ et al. 2012b). A kérdőíves felmérés alapján a tüznek lehetnek az élővilágra nézve pozitív hatásai is: (1) egyes invazív fajok életképessége csökken égetést követően, (2) egyes tájidegen fásszárú fajok visszaszorulnak a tűz hatására, emellett (3) az égetés hozzájárul a mozaikosság kialakításához és fenntartásához borókásokban, (4) megfelelő módszer csarabosok természetvédelmi kezelésére, (5) alkalmas a felhalmozódott avar eltávolítására, (6) kedvező mikroélőhelyek létrehozásával segítheti egyes védett fajok csírázását, (7) illetve alkalmas lehet védett állatfajok számára kedvezőbb élőhelyek, például tűzok dűrgőhelyek kialakítására. A kérdőíves felmérés eredményei közül ki kell emelni a ritka és védett fajok égetésre adott válaszait. Ezek a tapasztalatok természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségűek, hiszen a legtöbb faj égetésre adott válaszaival kapcsolatban semmilyen irodalmi adat nem áll rendelkezésünkre.

A pozitív és negatív tapasztalatok mellett számos olyan tényezőt, körülményt is felsoroltak a nemzeti park igazgatóságokon dolgozó szakemberek, amelyek fennállása esetén az égetés nem javasolható, pl. (1) akác jelenléte, (2) hosszú száraz időszakot követően, kiszáradt talaj mellett, (3), bizonyos kompetitor fűvek (pl. siska nádtippán, tereszlis nád) jelenléte esetén, (4) védett vagy veszélyeztetett fajok virágzási-időszakában, (5) fészkelési időszakban illetve (6) veszélyeztetett ízeltlábúak élőhelyein,

Természetesen a jelen munkában ismertetett terepi tapasztalatok és vélemények nem egyenértékűek a kontrollált égetéssel terepi vagy kísérletes vizsgálatok eredményeivel. Az égetés jelenlegi szabályozása miatt azonban Magyarországon és Európa számos országában nincs lehetőség a kontrollált égetés vizsgálatára. A kérdőíves felmérés során szerzett tapasztalatok kiindulópontot adnak a téma továbbgondolására: javasolható-e vagy sem a kontrollált égetés alkalmazása a magyarországi természetvédelmi gyakorlatban. Tekintettel arra, hogy jelen tudásunk csupán spontán tüzesetek tanulságain, kisszámú tervezett kísérleten, valamint a nagyszámú, ám magyarországi viszonylatokra csak részben alkalmazható külföldi tanulmányon alapul (VALKÓ et al. 2012b); első lépésként a kontrollált égetés kísérleti jellegű, kis területen történő tesztelése szükséges.

A kontrollált égetés lehetséges alkalmazási területei a magyarországi gyepek kezelésében

Nemzetközi irodalmi adatok alapján a kontrollált égetés egy viszonylag olcsó és kis előmunka-igényű módszer, melynek segítségével (1) eltávolítható a felhalmozódott avar (RYSER et al. 1995), (2) ritka állat- és növényfajok számára teremthetünk kedvező feltételeket (RIETZE 2009), (3) a tűz segíthet az inváziós fajok populációinak visszaszorításában (CUMMINGS et al. 2007, SIMMONS et al. 2007), illetve (4) segíthet a potenciálisan kialakuló, nem kontrollálható tüzek kialakulásának megakadályozásában (BAEZA et al. 2002), ezáltal hozzájárul a természeti értékek, vagyon- és személyi biztonság védelméhez is. A fentiek illetve a kérdőíves felmérés számos pozitív tapasztalata miatt mindenképpen érdemes tesztelni ezt az eddig kevésbé alkalmazott módszert.

Az áttekintett tanulmányok és gyakorlati tapasztalatok alapján látható, hogy a kontrollált körülmények mellett végzett égetés ígéretes alternatíva lehet számos természetvédelmi probléma megoldására. Alkalmazását elsősorban olyan gyepek esetében érdemes megfontolni, ahol a hagyományos gyepterületi kezelési módszerek alkalmazására nincs lehetőség. Hazánkban a rendszerváltást követő társadalmi és gazdasági változások miatt számos korábban hagyományosan hasznosított gyepterület kezelését hagyták fel. Az állattalomány 50-70%-kal csökkent a térségben 1989 óta (ISSELSTEIN et al. 2005), emiatt jelenleg is számos gyepterület természetvédelmi kezelése és gazdasági hasznosítása komoly akadályokba ütközik. A felhagyott gyepterületeken az avarfelhalmozódás, cserjésedés és kompetitor fűfajok előretörése hosszú távon az értékes kísérőfajok eltűnéséhez vezet (VALKÓ et al. 2012b). Ezeken a gyepterületeken a néhány évente végrehajtott kontrollált égetés a felhalmozódott biomassza eltávolítása révén mérsékelheti vagy visszafordíthatja a felhagyást követő negatív folyamatokat. Továbbmenve, az égetéses gyepterület új megoldást jelenthet olyan meg nem oldott problémákra, mint inváziós fajok elleni védekezés, cserjésedés megakadályozása, emellett bizonyos veszélyeztetett fajok fajvédelmi programjában is kulcsszerepet tölthet be. A kérdőívekre adott válaszok alapján a néhány évente, kis területen alkalmazott égetés megfelelő módszer lehet például szikes gyepek (HNPI), fűszáraz írtársrétek (BNPI), felhagyott zárt homoki gyepek, mocsárrétek (KNPI) kezelésére illetve fészkelő-szigetek gyomtalanítására (DINPI).

Javaslatok a kontrollált égetéses kísérletek tervezésére

A kontrollált, természetvédelmi célú égetés engedélyeztetése a jelenlegi szemlélet alapján számos régióban gyakorlatilag nem megvalósítható. Az ellentmondásos jogi háttér és a tüzekkel szembeni gyakran megalapozott társadalmi és szakmai ellenérzések miatt a kontrollált égetés kísérleti tesztelésére sincs jelenleg lehetőség. A gondosan tervezett és ellenőrzött, kísérleti jellegű kontrollált égetéses vizsgálatok nemcsak a gyepek természetvédelmi kezelésének újabb alternatíváit tárhatják fel, hanem hozzájárulhatnak az évente jelentkező, komoly tüzesetek hatásainak jobb megértéséhez is.

A kontrollált égetéses kísérletek tervezése során minden esetben meg kell határozni a kezelés célját (avar eltávolítása, védett fajok csírázásának elősegítése vagy inváziós fajok visszaszorítása). Először fel kell mérni az égetésre kijelölt területet és környékét (alaplapot-felmérés), annak érdekében, hogy képet kapjunk arról, hogy milyen fajcsoportokra lehet hatással a tűz. Ennek megfelelően kell megtervezni az égetés körülményeit, meg-

határozni az az égetni kívánt gyeptoltok nagyságát és az égetés időpontját. A helyszín megválasztásánál figyelembe kell venni, hogy településektől távol végezzük az égetést, hogy a lakosságot ne tegyük ki az egészségre káros anyagoknak. Az alkalmazás során semmiképp nem javasoljuk, hogy értékes élőlénycsoportot vagy élőlénycsoportokat feláldozunk egy másik javára. Ilyen esetekben más kezelési alternatívát kell keresni.

Az észak-amerikai gyakorlathoz hasonlóan hasznos lehet mozaikosan, egy összefüggő gyepterület kisebb foltjaiban (maximum 1–3 ha) alkalmazni az égetést. Ezáltal lehetségessé válik a növények és állatok számára, hogy az égetés által nem érintett gyeptoltokból visszatepedjenek az égetett részekre. A külföldi tanulmányok és a spontán tüzek tanulmányozása során nyert tapasztalatok egyaránt arra mutatnak, hogy a területek folyamatos égetése nem célravezető, mert degradációt eredményez (KAHMEN et al. 2002, WAHLMAN és MILBERG 2000). Európai gyepekben a legfeljebb 3–5 évenkénti égetés lehet célravezető, azonban ez nagyban függhet a gyeptípustól és egyéb körülményektől. Az égetés időzítésére igen nehéz konkrét időpontot megjelölni, hiszen a tűz hatásait olyan előre nem látható körülmények is befolyásolhatják, mint az égetést követő néhány hónap csapadéjárása. Kulcsfontosságú az égetés időjárási viszonyokhoz való rugalmas időzítése; mindenképpen kerülendő a nedves biomassa égetése, mivel ilyenkor jelentősen megnő a káros anyag kibocsátás.

A természetvédelmi célú égetéseket minden esetben kontrollált körülmények között kell végrehajtani. Ehhez elengedhetetlen a természetvédelmi hatóság engedélye, a természetvédelmi kezelő képviselőjének személyes jelenléte, valamint az együttműködés a tűzoltósággal. A megvalósításnál jól felszerelt, tapasztalt vezetéssel irányított csapatok szükségesek. Minden esetben meg kell tenni a megfelelő előkészületeket (például tűzpászta kaszálása, olyan helyszín megválasztása, ahonnan nem terjedhet tovább a tűz).

Az ellenőrzött körülmények között végrehajtott természetvédelmi célú égetéses kiserletek és kezeléseik kiterjedése csupán töredéke (néhány 10 hektár) lenne az évente bekövetkező önkényes égetésekkel, gyújtogatásokkal érintett területekének (évente több tízezer hektár). A környezetre és az emberi egészségre ártalmas káros anyagok főként a nedves holt és zöld növényi anyag égésekor keletkeznek, emiatt a kontrollált égetések tervezésénél nagy hangsúlyt kell fektetni arra, hogy minimálisra csökkenjen ezen káros anyagok kibocsátása. Így a csupán időleges és kismértékű levegőminőség-romlás mellett az égetéses kezelések számos természetvédelmi problémára nyújthatnának megoldást. Alaposan megtervezett, szakmai felügyelet alatt kivitelezett égetéseknél garantálható a személyi és vagyoni biztonság, amelyet tovább erősít az, hogy a spontán tüzesetek számának csökkenése is a biztonsághoz járul hozzá.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (TP); a TÁMOP 4.2.1/B-09/1/KONV-2010-0007, TÁMOP-4.2.2_B-10_1-2010-0024 és az OTKA PD 100192 (TP) a kézirat készítése során nyújtott anyagi támogatását. Külön köszönet illeti a kérdőívek kitöltéséért és hasznos tanácsaikért Sipos Ferencet (KNPI), Virók Viktort (ANPI) és Hödör Istvánt. Köszönjük a kérdőívek kitöltésében nyújtott segítségét Boldogh Sándornak (ANPI) Greksza Jánosnak (KMNPI), Márkus Andrásnak (DDNPI), Mészáros Andrásnak (BFNPI), Molnár Attilának (HNPI), Sallainé Kapocsi Juditnak (KMNPI), Sipos Katalinnak (DINPI), Szépligeti Mátyásnak (ÖNPI), Tajti Lászlónak (KNPI), Takács Gábornak (FHNPI) és Vadász Csabának (KNPI). Köszönjük továbbá Csihar László (DINPI), Csonka Péter (DINPI), Halmos Gergő (MME), Harmos Krisztián (BNPI), Konyhás Sándor (HNPI), Magos Gábor (BNPI), Maklár Péter (BNPI), Nagy Zsolt (MME), Selmeczi Kovács Ádám (DINPI), Szűcs Botond (HNPI) és Vidra Tamás (DINPI) segítségét.

Irodalom

- ALTBACKER V. 2005: Növényzet és növényevők közötti interakciók mechanizmusainak vizsgálata. Akadémiai doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- ALTBACKER V. 1998: Növény-növényevő kapcsolatok vizsgálata homoki társulásokban. In: FEKETE, G. (szerk.) A közösségi ökológia frontvonalai: Scientia, Budapest, pp. 123–145.
- ANONYMOUS 2010: White paper on use of prescribed fire in land management, nature conservation and forestry in temperate-boreal Eurasia. Symposium on Fire Management in Cultural and Natural Landscapes, Nature Conservation and Forestry in Temperate-Boreal Eurasia and members of the Eurasian Fire in Nature Conservation Network (EFNCN), Global Fire Monitoring Center, Fire Ecology Research Group Freiburg, Germany.
- ANTONSEN H., OLSSON P. A. 2005: Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42: 337–347.
- BAKKER J. P., BERENDSE F. 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63–68.
- BAEZA M. J., LUIS D., RAVENTÓS J., ESCARRE A. 2002: Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management* 65: 199–208.
- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 221–230.
- BOLÓNI J., MOLNÁR Zs., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. – Vegetációtípusok leírása és határozója. – ÁNÉR 2011. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- BROCKWAY D. G., GATEWOOD R. G., PARIS R. B. 2006: Restoring fire as an ecological process in shortgrass prairie ecosystems: initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. *Journal of Environmental Management* 65: 135–162.
- BRUCE M. A., GOLDAMMER J. G. 2004: The use of prescribed fire in the land management of Western and Baltic Europe: An overview. *International Forest Fire News* 30: 2–13.
- CARLISLE A., BROWN A. H. F. 1968: Biological Flora of the British Isles: *Pinus sylvestris* L. *Journal of Ecology* 56: 269–307.
- CSONTOS P., CSERESNYÉS I. 2007: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása, Scientia Kiadó, Budapest. pp. 57–79.
- CUMMINGS D. C., FUHLENDORF S. D., ENGLE D. M. 2007: Is altering grazing selectivity of invasive forage species with patch burning more effective than herbicide treatments? *Rangeland Ecological Management* 60: 253–260.
- ENGSTROM R. T. 2010: First-order fire effects on animals: review and recommendations. *Fire Ecology* 6: 115–130.
- GARADNAI J. 2007: Az égetés hatásai az árvalányhajas gyepekre – esettanulmány. In: ILLYÉS E., BOLÓNI J. (szerk.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon. Budapest, magánkiadás, pp. 112–113.
- GELETA F. 1995: Erdőtűzek okainak hatásvizsgálata. *Erdészeti Lapok* 130: 150.
- GHIMESSY L. 1995: Erdőtűzek és azok hatásai erdeinkre. *Erdészeti Lapok* 130: 150–151.
- GHIMESSY L. 2003: Az erdőtüz-kárról. *Erdészeti Lapok* 138: 81–82.
- HANSSON M., FOGELFORS H. 2000: Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden *Journal of Vegetation Science* 11: 31–38.
- HÁZI J., NAGY A., SZENTES Sz., TAMÁS J., PENKSZA K. 2009: Adatok a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) (L.) Roth. Cönológiai viszonyaihoz Dél-tiszántúli gyepekben. *Tájökológiai Lapok* 7 p. 1–13.
- HÁZI J., BARTHA S., SZENTES Sz., PENKSZA K. (2011): Seminaturl grassland management by mowing of *Calamagrostis epigeios* in Hungary. *Plant Biosystem* 145(3): 699–707.
- HILLE G. M., GOLDAMMER G. J. 2007: Dispatching and modeling of fires in Central European pine stands: New research and development approaches in Germany. 4th International Wildland Fire Conference, 13–17 May 2007, Seville. p. 49.
- ILLYÉS, E., JAKAB, G., CSATHÓ, A. 2007: Jelenlegi és a jövőben kívánatos természetvédelmi akciók, stratégiák a lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek megőrzésére. In: ILLYÉS, E., BOLÓNI, J. (szerk.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon. Budapest, magánkiadás, pp. 114–119.
- JOHNSON S. R., KNAPP A. K. 1995: The influence of fire on *Spartina pectinata* wetland communities in a northeastern Kansas tallgrass prairie. *Canadian Journal of Botany* 73: 84–90.

- KAHMEN S., POSCHLOP P., SCHREIBER K.-F. 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319–324.
- KENÉZ Á., SZEMÁN L., SZABÓ M., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. *Tájökológiai Lapok* 5: 35–41.
- KETTNER-OOSTRA R., VAN DER PEIL M. J., SÝKORA K. V. 2006: Restoration of lichen diversity in grass-dominated vegetation of coastal dunes after wildfire. *Journal of Vegetation Science* 17: 147–156.
- LYON L. J., TELFER E. S., SCHREINER D. S. 2000: Direct effects of fire and animal responses. In J.K. SMITH (szerk.) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 17–24.
- MARINGER J., WOHLGEMUT T., NEFF C., PEZZATTI G. B., CONEDERA M. 2007: Post-fire spread of alien plant species in a mixed broad-leaved forest of the Insubric region. *Flora* 207: 19–29.
- MAROZAS V., RACINSKAS J., BARTKEVICIUS E. 2007: Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* L. forests. 4th International Wildland Fire Conference, 13–17 May 2007, Seville. p. 22.
- MILLER M. 2000: Fire Autecology. In: BROWN J.K., SMITH J.K. (szerk.) *Wildland Fire in Ecosystems – Effects of Fire on Flora Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2*. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 9–34.
- ÓNODI G., KERTÉSZ M., BOTTA-DUKÁT Z., ALTBÄCKER V. 2008: Grazing effects on vegetation composition and on the spread of fire on open sand grasslands. *Arid Land Research and Management* 22: 273–285.
- ÓNODI G., CSATÁDI K., NÉMETH I., VÁCI O., BOTTA-DUKÁT Z., KERTÉSZ M., ALTBÄCKER V. 2007: Birka (*Ovis aries*, L.)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*, L.) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 117–129.
- ÓNODI G. 2011: Legelés és tűz, mint gyepterminológiai tényezők: Kísérletes vizsgálatok nyílt élő homokpusztagyepekben. Ph.D. értekezés, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót.
- PAPANASTASIS V., KYRIAKAKIS S., ISPIKIOUDIS J. 1990: Forestry and grazing practice in Crete. In: GROVE A. T., RACKHAM O., MOODY J. (szerk.): *Stability and Change in the Cretan Landscape*. Petromaroula 1, Corpus Christi College, England. pp. 42–46.
- PAPP M. 2010: Megnövekedett hazánkban az erdőtüzek gyakorisága. *Az Európai Unió Agrárgazdasága* 15: 4–5.
- PAUTASSO M., DEHNEN-SCHMUTZ K., HOLDENRIEDER O., PIETRAVALLE S., SALAMA N., JEGER M. J., LANGE E., HEHL-LANGE S. 2010: Plant health and global change – some implications for landscape management. *Biological Reviews* 85: 729–755.
- PENKSZA K., SZENTES SZ., DANNHAUSER C., LOKSA G., HÁZI J. 2010: A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli- medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25–49.
- PYKE D. A., BROOKS M. L., D'ANTONIO C. 2010: Fire as a restoration tool: A decision framework for predicting the control or enhancement of plants using fire. *Restoration Ecology* 18: 274–284.
- RIETZE J. 2009: Ecological monitoring of the management of slope-vegetation by prescribed burning in the Kaiserstuhl-Region, Germany. *International Forest Fire News* 38: 63–67.
- ROBICHAUD P. R., BEYERS J. L., NEARY D. G. 2000: Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. General technical report RMRS-GTR-63. U.S. Department of Agriculture, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.
- RYSER P., LANGENAUER R., GIGON A. 1995: Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 30: 157–167.
- SALÁTA D., WICHMANN B., HÁZI J., FALUSI E., PENKSZA K. 2011: Botanikai összehasonlító vizsgálat a cserépfalui és az erdőbényei fás legelőn. *AWETH* 7(3): 234–262.
- SAMU F., KÁDÁR F., ÓNODI G., KERTÉSZ M., SZIRÁNYI A., SZITA É., FETKÓ K., NEIDERT D., BOTOS E., ALTBÄCKER V. 2010: Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. *Community Ecology* 11: 129–139.
- SIMMONS M. T., WINDHAGER S., POWER P., LOTT J., LYONS R. K., SCHWOPE C. 2007: Selective and non-selective control of invasive plants: the short-term effects of growing-season prescribed fire, herbicide, and mowing in two Texas prairies. – *Restoration Ecology* 15: 662–669.
- SOUSA W. P. 1984: The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 353–391.
- SZABÓ M., KENÉZ Á., SALÁTA D., MALATINSZKY Á., PENKSZA K., BREUER L. 2007: Természetvédelmi-gyepgazdálkodási célú botanikai vizsgálatok a pénzegyőri-hárskúti hagyásfás legelőn. *Tájökológiai Lapok* 5: 27–34.

- SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- SZENTES SZ., SUTYINSZKI ZS., SZABÓ G., ZIMMERMANN Z., HÁZI J., WICHMANN B., HUFNÁGEL L., PENKSZA K., BARTHA S. 2012: Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology* 7: 1055–1065.
- TAMÁS J., CSONTOS P. 2006: Dolomitterületek vizsgálata a Budai-hegységben – milyen a növényzet erdőtüz után 10 évvel? In: KALAIOS T. (szerk.): Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük, pp. 105–115. Scientia Kiadó, Budapest.
- THOMAS P. A., EL-BARGHATHI M., POLWART A., 2007: Biological Flora of the British Isles: *Juniperus communis* L. *Journal of Ecology* 95: 1404–1440.
- TRACY B. F., MCNAUGHTON S. J. 1997: Elk grazing and vegetation responses following a late season fire in Yellowstone National Park. *Plant Ecology* 130: 111–119.
- VALBUENA L., TÁRREGA R., LUIS-CALABUIG E. 2000: Seed banks of *Erica australis* and *Calluna vulgaris* in a heathland subjected to experimental fire. *Journal of Vegetation Science* 11: 161–166.
- VALE T.R. 2002: Fire, native peoples, and the natural landscape. - Island Press, Washington DC.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B. 2012a: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309.
- VALKÓ O., DEÁK B., KAPOCSI I., TÓTHMÉRÉSZ B., TÖRÖK P. 2012b: Gyepek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – Alkalmazási lehetőségek és korlátok. *Természetvédelmi Közlemények* 18: (in press).
- VÁZQUEZ A., MORENO J. M. 1998: Patterns of lightning-, and people-caused fires in peninsular Spain. *International Journal of Wildland Fire* 8: 103–115.
- VÁZQUEZ A., PÉREZ B., FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ F., MORENO J. M. 2002: Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain. *Journal of Vegetation Science* 13: 663–676.
- VÉGVÁRI ZS., ILONCAI Z., BOLDOGH S. 2011: A tüzek hatása. In: VISZLÓ L. (szerk.): A természetkímélő gyepgazdálkodás: Hagyományörző szemlélet, modern eszközök. Pro Vértess Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 189–209.
- VONA M., FALUSI E., PENKSZA K. 2006a: A galgahévízi láprét összehasonlító botanikai vizsgálata (2000–2005). XXVI. Vándorgyűlés, Budapest, 2006. 11. 9–10. pp. 273–280.
- VONA M., FALUSI E., PENKSZA K. 2006b: Examination of the soil–plant relations on the Galgahévíz peaty meadow (Hungary), effects of nature conservation measures on the vegetation. *Thaiszia* 16: 109–119.
- WAHLMAN H., MILBERG P. 2002: Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in Southern Sweden. *Annales Botanici Fennici* 39: 159–166.
- ZIMMERMANN Z., SZABÓ G., SZENTES SZ., TÓTH A., PENKSZA K. 2010: A Dinnyési-Fertő Természetvédelmi Terület legelőinek természetvédelmi-gyepgazdálkodási vizsgálata. XXVIII. Vándorgyűlés, Budapest, 2010. szept. 30. pp. 21–24.
- YOUNG J., HALADA L., KULL T., KUZNIAR A., TARTES U., UZUNOV Y., WAIT A. (szerk.) 2004: Conflicts between human activities and the conservation of biodiversity in agricultural landscapes, grasslands, forests, wetlands and uplands in the Accessing and Candidate Countries (ACC). A Report of the BIOFORUM project, March 2004.

GRASSLAND BURNING IN HUNGARY – IS IT A PROBLEM OR A PROMISING CONSERVATION MEASURE?

B. DEÁK¹, O. VALKÓ², A. SCHMOTZER³, I. KAPOCSI¹, B. TÓTHMÉRÉSZ², P. TÖRÖK²¹Hortobágy National Park Directorate, H-4024 Debrecen, Sumen utca 2.²University of Debrecen, Department of Ecology, H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1.³Bükk National Park Directorate, H-3304 Eger, Sándor utca 6.**Keywords:** biodiversity; conservation management; fire; national park; prescribed burning

The aim of our study was to summarize published results and gather practical knowledge and experiences from Hungary concerning the effects of fire on grasslands. We sent questionnaires to experts from Hungarian national park directorates to gather unpublished data and field observations concerning the effects of burning on grasslands. According to the questionnaire survey, the effects of fire are largely dependent on fire characteristics (e.g. timing, frequency and extension) and on the subjected grassland types. Uncontrolled burning has serious negative effects on air quality, human life and property, and can also cause detrimental effects in grassland ecosystems. After huge uncontrolled fires, the cover of noxious competitor species can increase and the population of many endangered species, especially invertebrates or ground-dwelling birds can decrease. Conversely, fire can have some positive impacts from a nature conservation point of view as it controls the spread of some non-native tree species in grasslands, reduces accumulated litter and increases the availability of suitable microsites for several endangered species. Our present knowledge on the effects of fire in Hungarian grasslands is based on the experiences of wildfires and arsons and only a few documented studies. Given the fact that the findings of prescribed burning studies from other geographical regions can only partly be adapted to the Hungarian conditions, there is an increasing need to summarize evidence-based knowledge and to design prescribed burning experiments, because it can be a promising conservation measure in several Hungarian grasslands.

MIKORRHIZA OLTÓANYAG HATÁSA KÉT FÜSZERPAPRIKA TERMESZTÉSÉRE ÉS A HELYI ARBUSZKULÁRIS MIKORRHIZA GOMBAKÖZÖSSÉGRE

HERNÁDI Ildikó, MAGURNO Franco, SASVÁRI Zita, POSTA Katalin

Szent István Egyetem, Növényvédelmi Intézet, Mikrobiológiai és Környezettoxikológiai Csoport
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: posta.katalin@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: paprika, arbuszkuláris mikorrhiza, diverzitás, PCR-RFLP

Összefoglalás: Magyarországon engedélyezett mikorrhiza oltóanyag paprika terméshozamára gyakorolt hatásának tesztelésekor az oltás szignifikáns növekedést idézett elő két fűszerpaprika (Szegei, Kalocsai) nedves hajtástömegében, de száraz hajtástömegre vonatkoztatva csak a Szegei paprikánál mutatkozott szignifikáns hatás. Nedves gyökértömegben, csak a Kalocsai típusnál jelentkezett pozitív hatása a mikorrhiza oltásnak, mely a száraz gyökerre vonatkoztatva már nem volt kimutatható. Az összterméshozam mennyiségének mérésekor szignifikáns terménynövekedést tapasztaltunk a Symbivit oltóanyag használatával, de annak mértékében jelentős eltérés volt, a Szegei típus több mint 60%-os terménynövekedést produkált a Kalocsai paprika 10%-os hozamnövekedéséhez képest.

A mikorrhiza oltóanyagok használatának gazdasági előnyei mellett molekuláris módszerekkel vizsgáltuk meg annak hatásait a helyi AM gomba közösségre. A kimagasló termés mennyiséget mutató Szegei paprikánál az első és a legmagasabb mikorrhiza aktivitást mutató augusztusi mintavételi időpontokat választottuk ki, hogy megvizsgáljuk az oltás hatását a helyi AM gomba közösségre PCR-RFLP módszer segítségével. Megállapítottuk, hogy a nem honos AM gombafajokat tartalmazó oltóanyag mix úgy növelte a Szegei fűszerpaprika termésmennyiségét, hogy közben az oltóanyag mikorrhiza tagjai nem idézték elő a helyi AM gombaközösség erőteljes redukcióját. A vegetációs időszak folyamán vizsgálataink eredményei alapján nem jelentkezett agresszív, többit elnyomó mikorrhiza gomba izolátum, de a mikorrhiza oltás hosszú-távú hatása még további megerősítést igényel.

Bevezetés

A mikorrhiza gombák mikroszkópos méretű, talajban élő mikroszervezetek, amelyek a szárazföldi növények többségével – köztük termesztett növényekkel, gyümölcsfákkal és erdőalkotó fákkal – képesek mindkét fél számára előnyös szimbiózisban élni. A különböző típusú mikorrhiza gombák közül legelterjedtebbek az endomikorrhizák közé tartozó obligát biotróf arbuszkuláris mikorrhiza (AM) gombák, amelyek a gazdanövény gyökérszövetének endodermiszébe behatolva jellegzetes képleteket, arbuszkulumokat és néha vezikulumokat hoznak létre.

Egyre több publikáció lát napvilágot az arbuszkuláris mikorrhiza gombák gazdanövényre gyakorolt pozitív hatásairól, azok jelentőségéről. A mikorrhiza gombák előnyös hatással vannak a gazdanövény növekedésére, elsősorban a talajból való foszforfelvétel fokozása révén (FITTER et al. 2011), de szerepet játszanak a növény só-, szárazság- és fém-tűrő-képességének fokozásában, valamint a kórokozók és kártevőkkel szembeni ellenállóság növelésében is (POZO és AZCÓN-AGUILAR 2007). Mindemellett a mikorrhiza gombáknak a talaj mikrobiális összetételére (VESTERGARD et al. 2008), a talaj struktúrájára (BEDINI et al. 2009), a gyom populációra (RINAUDO et al. 2010) vonatkozóan is egyre több adattal rendelkezünk.

Az intenzív növénytermesztési technológiákban műtrágyák és peszticidek használatával biztosítják a tápelem utánpótlást, illetve a kórokozók elleni védekezést. Az egészsé-

ges élelmiszerek termelése azonban olyan környezetkímélő mezőgazdasági technológiák alkalmazását igényli, amelyek csökkent mértékű műtrágya és növényvédőszer felhasználása mellett is biztosítják a megfelelő mennyiségű és minőségű élelmiszer-alapanyagok előállítását. Ilyen módszer lehet a természetben megtalálható mikorrhiza gombák tevékenységére épülő mikorrhiza technológia mezőgazdasági felhasználása. Számos tanulmány bizonyítja, hogy az intenzív mezőgazdasági művelés, a peszticidek használata csökkenti a talaj AM gomba populáció mennyiségét és diverzitását, ami a növények stressztűrésének csökkenésével is járhat. A természetben kialakult, de az intenzív gazdálkodás miatt felborult egyensúlyt állíthatjuk vissza mikrobiológiai oltóanyagokkal, köztük mikorrhiza oltóanyagokkal. Ezért nem meglepő, hogy az elmúlt években többszörösre nőtt a mikorrhiza oltóanyag előállítás és felhasználás világviszonylatban és Magyarországon egyaránt. A külföldi előállítású és Magyarországon is engedélyezett mikorrhiza oltóanyagok összetevői biológiailag lebonthatók, és alkalmazásuk során nem keletkezik a környezetre káros termék. Ugyanakkor, ezek a készítmények nem tartalmazzak Magyarországon honos AM gombafajokat, ezért bevezetésüket jogos fenntartásokkal fogadják, hiszen a flóra-idegen AM gombafajok elterjedésének következményei kiszámíthatatlanok.

Ezért célunk volt egy engedélyezett mikorrhiza oltóanyagként a paprika terméshozamára gyakorolt hatása mellett megvizsgálni, hogy milyen változásokat idéz elő a mikorrhiza oltóanyag használata a helyi arbuszkuális mikorrhiza gomba közösségben.

Anyag és módszer

Szabadföldi kísérlet beállítása, mintavételezés

A kísérletet a Szent István Egyem, Növényvédelmi Intézetének kísérleti területén állítottuk be (hosszúság 19°21'39"85'', szélesség 47°35'37"63''). A terület kontinentális klímájú, évi 10,6°C-os átlaghőmérséklettel és 539 mm-es átlagos mennyiségű csapadékkal jellemezhető.

A vizsgálatához használt paprika palántákat (*Capsicum annuum* L. var. longum cv. Szegedi, *Capsicum annuum* L. var. longum cv. Kalocsa) üvegházban neveltük fel. A magokat speciális kertészeti ültető közegbe (Klasmann TS3: 80% fehér tőzegmoha tőzeg és 20% fekete tőzegmoha tőzeg, NPK trágya (14:16:18 w/w/w), pH 6.0) vetettük, majd 7 hét növekedés után ültettük ki őket a kísérleti telep mérsékelt foszfortartalmú homokos talajába. A palánták kiültetésekor, a növények felének gyökeréhez palántánként 15 g (400 spóra/g) engedélyezett, a kereskedelemben is kapható mikorrhiza oltóanyagot, Symbivit-et adagoltunk. A Symbiom Ltd. (Lanskroun, Csehország; www.symbiom.cz) által gyártott oltóanyag hat mikorrhiza gomba törzset (*G. intraradices* BEG140, *G. mosseae* BEG95, *G. etunicatum* BEG92, *G. claroideum* BEG96, *G. microaggregatum* BEG56, *G. geosporum* BEG199) tartalmazott gyökérdarabok, hifák és spórák formájában. A paprika növényeket szeptember 3-ig neveltük, igény szerinti öntözés biztosítása mellett.

A paprika hajtás és gyökér nedves valamint száraz tömegének meghatározása az utolsó betakarításkor, szeptember 3-án begyűjtött növényekkel történt. Kezelésenként 5–5 véletlenszerűen kiválasztott növényt a talajból gyökérzettel együtt kiástunk, majd alapos csapvízes mosás után a hajtásokat és gyökereket különválasztottuk, és nedves tömegüket meg-

mértük. A növényi részeket 60°C-on súlyállandóságig (72 h) történő szárításuk után újra lemértük a száraz tömeg meghatározása céljából.

A kézi szüretelésből származó termés mennyiségi adatok (kezelésként 100 növényről, összes tömeg) is meghatározásra kerültek.

A gyökérkolonizáció mértékének meghatározásához 4 időpontban, június 26-án, július 27-én, augusztus 14-én és szeptember 3-án vettünk mintát. Minden alkalommal 3–3 random módon kiválasztott (3 ismételtsben) növényt ástunk ki 25×25×25 cm-es földlabdával.

AM gomba gyökérkolonizáció mértékének meghatározása

A növények gyökereinek alapos csapvizes mosása után minden egyes növény gyökérzetéről reprezentatív mintaként 5 különböző (összesen 1,5 g nedves tömegnek megfelelő) gyökér-részt gyűjtöttünk, melyek festését tinta-ecetsavas módszerrel végeztük el (VIERHEILIG et al. 1998). A szimbiotikus kapcsolat erősségére utaló mikorrhizáltsági százalékok becslését sztereomikroszkóp segítségével, 100-szoros nagyítással végeztük el „gridline intersection” módszerrel (GIOVANETTI és MOSSE 1980), öt ismételtsben.

Nested-PCR a mikorrhiza gomba közösség kimutatására

A Szegedi paprika júniusi és augusztusi mintáinál a növények hajszálgyökereiből kezelésként 5-5 ismételtsben, valamint az oltóanyag (Symbivit) 2 g mennyiségéből DNS izolálást végeztünk a Qiagen által forgalmazott DNeasy® plant Mini Kit-tel, a gyártó utasításai alapján. A mikorrhiza gomba 18S rDNS gén egy részének nested-PCR amplifikálását, első lépésben eukarióta, majd második lépésben AM gomba specifikus indítószekvenciákkal végeztük (SAITO et al. 2004). A kapott PCR termékeket agaróz gélelektroforézissel mutattuk ki és választottuk el, 2%-os agaróz gélen, 0,1 µl ml⁻¹ etidium-bromid jelenlétében. Az agaróz gélből a megfelelő méretű (~650 bp) fragmenteket GFX PCR DNA and Gel Band Purification Kit-tel (GE Healthcare, Amersham Biosciences) visszaizoláltuk, az ugyanazon kezelésekhöz és mintavételi időpontokhoz tartozó PCR fragmenteket egy „pool”-ban – és pGEM®-T Easy Vector System-mel (Promega) pGEM®-T Easy vektorba (3015 bp) építettük, majd *E. coli* DH5α törzsbe transzformáltuk.

Plazmid DNS izolálás és RFLP csoportok meghatározása

A pozitív klónokból, a Wizard® Plus SV Minipreps DNA Purification System Kit (Promega) segítségével izolált plazmidokat BsuR1-el (Fermentas) emésztettük a restrikciós fragment hossz polimorfizmus (RFLP) osztályok azonosításához. Emésztés után gélelektroforézissel futtatást végeztünk 0,8%-os agaróz gélen. Minden kezelésnél 96 klón emésztését végeztük el, és az azonos ribo-típusokhoz tartozó klónok összegzése után meghatároztuk a gyökérmintákban előforduló típusok előfordulásának relatív gyakoriságát.

Eredmények

Mikorrhiza oltóanyag paprika terméshozamára gyakorolt hatásának tesztelésekor az oltás szignifikáns növekedést idézett elő mindkét paprika típus nedves hajtástömegében, de száraz hajtástömegre vonatkoztatva csak a Szegedi paprikánál mutatkozott szignifikáns

hatás (1. táblázat). Nedves gyökértömegben, csak a Kalocsai típusnál jelentkezett pozitív hatása a mikorrhiza oltásnak, mely a száraz gyökerre vonatkoztatva már nem volt kimutatható. Az összterméshozam mennyiségének mérésekor szignifikáns termésnövekedést tapasztaltunk a Symbivit oltóanyag használatával. A termésnövelő hatás mértékében azonban jelentős eltérés volt, a Szegedi fajta több mint 60%-os, míg a Kalocsai 10%-os termésnövekedést produkált.

1. táblázat Mikorrhiza oltás hatása Szegedi és Kalocsai fűszerpaprika hajtástömegére, gyökérkolonizációjára és össz-terméshozamára

Table 1. Effects of mycorrhizal inoculants on growth, cumulative crop production and root colonization during cultivation of two types of spice pepper (Szegedi, Kalocsai)

Kezelések	Nedves hajtástömeg (g növény ⁻¹)		Száraz hajtástömeg (g növény ⁻¹)		Gyökérkolonizáció ^x (%)				Össz termésmennyiség (g/100 növény)
	Gyökér	Hajtás	Gyökér	Hajtás	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	
Szegedi									
AM+	1,66a	19,32b	1,30a	13,45b	60±5	64±9	79±5	76±4	5251,27
Kontroll	1,77a	13,22a	0,97a	7,09a	38±4	59±5	70±3	58±6	3189,56
Kalocsai									
AM+	3,38b	18,69b	2,18a	11,76a	52±10	60±5	72±7	59±3	1126,11
Kontroll	2,16a	15,05a	1,48a	9,19a	40±6	42±2	67±3	58±7	1032,95

Jelölések: mikorrhiza oltóanyaggal kezelt (AM+), mikorrhiza oltóanyag nélküli kezelés (Kontroll)

^xGyökérkolonizáció mérése négy időpontban történt.

Az adatokat követő azonos betűk nem szignifikáns eltéréseket jelentek, melyet Tukey teszttel állapítottunk meg ($P \leq 0.05$). Az adatok mérése öt ismétlésben történt.

AM+: treated with mycorrhizal inoculants, Kontroll: treatment without mycorrhizal inoculation

^xRoot colonization measured at four different times.

Values in a column followed by the same letter are not significantly different, $P \leq 0.05$, Tukey test; values mean of five observations.

A mikorrhiza aktivitásra jellemző gyökérkolonizáció mértékét is meghatároztuk a gyökerek festése után. Kalocsai típusnál csak a júliusi mintavételi időpontban mutatott szignifikáns eltérést az oltott és oltás nélküli növény kolonizációs értéke. Ettől eltérően a mikorrhiza gombával kezelt illetve oltás nélküli növények között a júliusi mintavétel kivételével jelentős különbségek jelentkeztek a Szegedi típusnál. Mindkét kezelésnél (AM+, Kontroll) a kísérlet első mintavételi időpontjában, júniusban mértük a legkisebb kolonizációs értékeket. Meglepően magas kolonizációt találtunk a kontroll növények gyökereiben, melyek a helyi mikorrhiza populáció aktivitását mutatják. Kezelésektől függetlenül, a vegetációs időszak előre haladásával nőtt a gyökérkolonizáció mértéke, mely szeptemberben már kismértékű csökkenést mutatott. Az általános tendencia mellett azonban kismértékű eltérés volt tapasztalható az oltott növényeknél. A mikorrhiza gombával oltott növények ugyanis sokkal egyenletesebb gyökérkolonizációs értékeket mutattak, mint a kezelés nélküli növények. A szeptemberben jelentkező csökkenő gyökérkolonizáció is kisebb mértékű volt az oltott növénynél a kontrollhoz viszonyítva.

A kimagasló termés mennyiséget mutató Szegedi paprikánál, az első és a legmagasabb mikorrhiza aktivitást mutató augusztusi mintavételi időpontokat választottuk ki, hogy megvizsgáljuk az oltás hatását a helyi AM gomba közösségre.

A SAITO et al. (2004) által tervezett primer kombináció segítségével kivitelezett PCR reakcióval felszaporított DNS szakaszt (650 bp) a gélelektroforézises futtatás után izoláltuk, klónoztuk majd restrikciós endonukleázzal emésztettük, és eltérő RFLP csoportokat hoztunk létre (1. ábra). A különböző kezeléseknél jelentkező PCR-RFLP csoportokhoz tartozó klónok százalékos arányát is meghatároztuk.

A paprika palánták kiültetését követő hetedik héten vett mintákban 14 PCR-RFLP csoportot tudtunk kimutatni (1. A ábra). Az oltott (AM+) és oltás nélküli (Kontroll) kezelések növényeinek gyökereit kolonizáló mikorrhiza gombák 10-10 különböző RFLP csoportba voltak oszthatók, melyek között 6 típus mindkét kezelésnél megtalálható volt. Megfigyelhetők olyan RFLP típusok is, melyek csak az adott kezelésre jellemzőek. Ilyenek a 4,6,9 és 10 PCR-RFLP típusok megjelenése a kontroll, valamint a 8,12,13,14 csoportoké az oltott növényeknél. Itt azonban a típusok megjelenésének aránya igen alacsony, 3% alá esett.

Az oltott növényeknél, az AM gombák 85%-a az 1,2 és 7 csoportba, míg a kontroll növényeknél a mikorrhiza gombák 70%-a az 1,2,3 és 5 csoportba tartozott.

Az augusztusi mintavételnél a kezelések AM gomba közösségei 10 eltérő PCR-RFLP csoportot alkottak, de közülük csak három, az 1,5 és 9 típusba tartozók érték el a 10%-os megjelenési szintet (1. B ábra). Augusztusban is megjelentek mindkét kezelésnél kimutatható (1, 5, 9, 10, 18), valamint a júniusi mintavételtől eltérő PCR-RFLP csoportok is. A mikorrhizával oltott növények gyökereiben új (16, 17, 18) csoportok is megfigyelhetők voltak. Az oltóanyag AM gomba közösségének PCR-RFLP képe csak két ribotípus csoportba tartozott, az 1. és 5. csoportba.

Eredmények megvitatása

Mikorrhiza oltóanyagok magyarországi elterjedése elsősorban a kertészeti kultúrákban várható, ahol az egészséges élelmiszerek előállítása iránti igény olyan környezetkímélő mezőgazdasági technológiák alkalmazását kívánja, melyek csökkent mennyiségű műtrágya és növényvédőszer felhasználása mellett is biztosítják a megfelelő mennyiségű és minőségű zöldség és gyümölcs előállítását. Habár a külföldi szakirodalomban egyre több információt találunk az AM gombákkal történő oltás kertészeti technológiákba történő beillesztéséről, Magyarországon igen kevés tudományos megalapozottságú vizsgálat ismert. A Szent István Egyetem Növényvédelmi Intézetének szakmai irányításával több kísérletet állítottunk be, melyek célja volt arbuszkuláris mikorrhizagomba oltóanyagnak különböző növényekre gyakorolt hatásának tesztelése. Jelen munkánkban két fűszerpaprika (*Capsicum annuum* L. var. longum cv. Szegedi és *Capsicum annuum* L. var. longum cv. Kalocsai) oltását végeztük el normál szántóföldi termesztési módban.

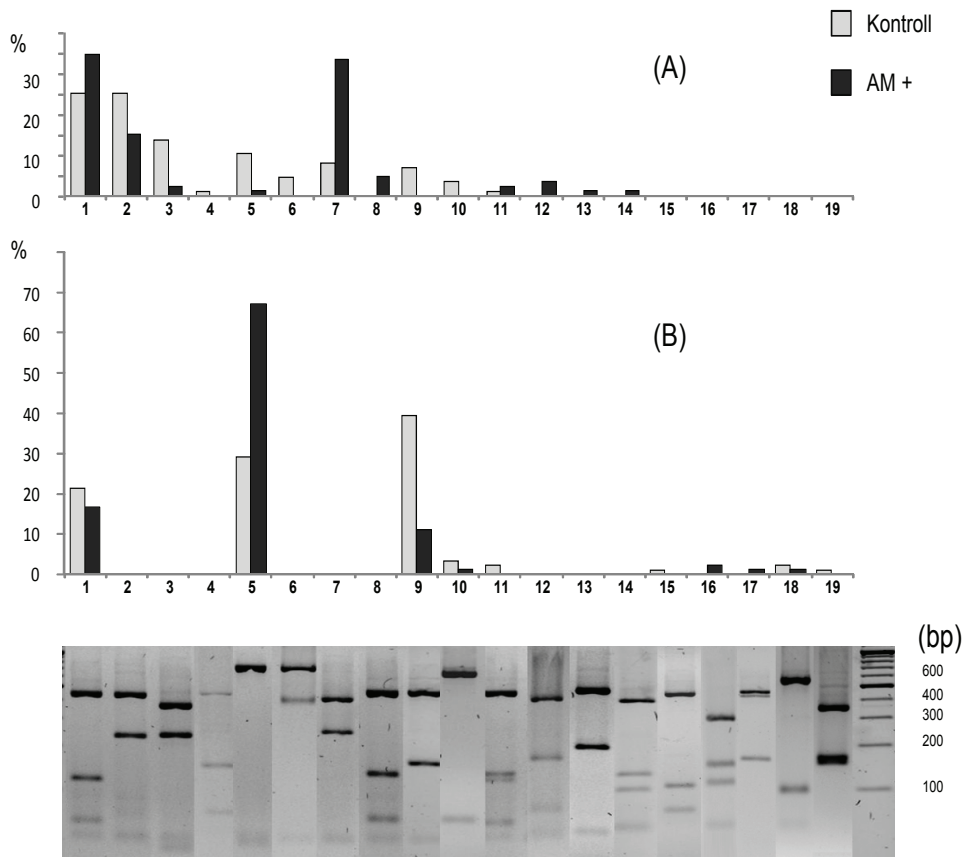
A fűszerpaprika palánta kiültetésekor alkalmazott AM gomba-oltás jelentős változásokat idézett elő az oltott növényeken. A hajtás növekedésére gyakorolt pozitív hatás mellett az oltás a Kalocsai típusnál 10%-os, a Szegedi fajtánál pedig több mint 60%-os terméshozam növekedést eredményezett. Az AM oltás termésnövelő hatását már mások is megfigyelték (KAYA et al. 2009, RUSSO és PERKINS-VEAZIE 2010), de a mikorrhiza oltásnak a hungarikumként elismert fűszerpaprika termesztési technológiájába történő beillesztését és leírását elsőként tettük meg.

1. ábra Szegedi paprika gyökereit kolonizáló mikorrhiza gomba fajok PCR-RFLP csoportjainak százalékos aránya júniusi (A) és augusztusi (B) mintavételi időpontban.

Jelölések: mikorrhiza oltóanyaggal kezelt (AM+), mikorrhiza oltóanyag nélküli kezelés (Kontroll)

Figure 1. Percentage distribution of PCR-RFLP profiles of AM fungi recovered from roots of pepper var. Szegedi collected in June (Fig.1A) and in August (Fig.1B).

Kontroll: roots from plants without inoculation, AM+: roots from plants treated with mycorrhizal inoculant (Symbivit).



A mikorrhiza oltóanyagok használatának nyilvánvaló gazdasági előnyei ellenére az ökológiai következmények, nevezetesen az oltóanyag hatásai a helyi AM gomba közösségre, még nem kellő mértékben ismertek. Egy természetes ökoszisztémában még jelentősebb egy nem honos szervezet bejuttatásával előidézett változások tanulmányozása, de a mezőgazdasági, kertészeti kultúrákban is ismernünk kell az előidézett változásokat. A növények AM oltásra történő reakciója ugyanis számos tényezőtől függ: a talaj karakteristikájától (GEORGE 2000), az őshonos AM gomba közösségtől (REQUENA et al. 2001), az izolátumoktól (PELLEGRINO et al. 2011), az oltóanyag mennyiségétől és nem utolsósorban

sorban magától a növénytől (ANTUNES et al. 2009) is. A legtöbb tanulmány csupán egy AM gombafajt tartalmazó mikorrhiza oltóanyag hatásait méri fel (ANTUNES et al. 2009, KOCH et al. 2011), csak néhány publikáció szól több fajt tartalmazó készítmény hatásairól (LEKBERG et al. 2007). Ezért a paprika-oltási kísérletben, a Szegedi paprika termésmennyiségében előidézett változást alapul véve, két időpontot választottunk ki a paprika gyökereket kolonizáló AM gombafajok azonosítására. A mintavételek kiválasztásánál a kiindulási illetve a legnagyobb mikorrhiza kapcsolatra utaló magas kolonizációs értékkel jellemezhető időpontot választottuk ki. Az oltott illetve oltás nélküli paprika növények gyökereiből izolált DNS felhasználásával AM gomba specifikus primerpár segítségével végzett PCR reakcióval felszaporítottuk a rDNS kis alegységének megfelelő tartományát, majd restriktációs endonukleázzal kivitelezett emésztés után megállapítottuk az AM gomba közösségre jellemző PCR-RFLP profilt.

Eredményeink azt mutatják, hogy az oltóanyag mix használata – mely több, nem bennszülött AM gombát is tartalmaz –, úgy növelte a paprika termésmennyiségét, hogy közben az oltóanyag mikorrhiza tagjai nem idézték elő a helyi AM gomba közösség erőteljes redukcióját. A Symbivit oltóanyag AM gomba összetevőinek PCR-RFLP képének elemzésekor csak két ribotípussal rendelkező mikorrhiza típus jelentkezett, melyeket mind a kontroll, mind a kezelt növények gyökereiben egyaránt kimutattuk.

Az oltóanyag hatott a helyi AM gomba közösségre, de szignifikánsan nem befolyásolta annak összetételét. Mindkét kezelésnél az augusztusi mintákban azonos (1,5 és 9) ribotípusú AM gombák domináltak, ami bizonyítja, hogy ebben a rövid periódusban nem jelent meg valóban agresszív, többet elnyomó izolátum, mint ahogy SCHWARTZ et al. kimutatták (2006).

Tudjuk, hogy a kis mennyiségben jelenlevő AM gombák nem detektálhatók ezzel a technikával, de eredményeink összhangban vannak ANTUNES et al. (2009) eredményeivel, akik kukorica oltását végezték nem őshonos *G. intraradices* gombával. Ettől eltérően KOCH és munkatársai (2011) két *G. intraradices* izolátummal való kezelést követően az őshonos AM gombák közösségének ribotípus csökkenését tapasztalták csakúgy, mint MUMMEY et al. (2009), akik pre-inokulációban használtak AM oltóanyag mixet.

A paprika gyökereket kolonizáló AM gomba közösségben, a kezelésekre hatására bekövetkező eltérések mellett a vegetációs időszakban bekövetkező változásokat is nyomon tudunk követni a molekuláris eszközök segítségével. Az AM gombák szezonálisitását már más szerzők is leírták, de munkájuk többnyire a spórák mennyiségi meghatározásán alapult (GEMMA és KOSLE 1988). Az augusztusi mintákban a kontroll és oltott növények rizoszférajában kevesebb PCR-RFLP típust találtunk a júniusi mintákkal összehasonlítva, amely néhány AM gomba dominanciáját mutatja a közösségen belül. Ez a változékonyság valószínűleg az abiotikus (tápanyag hozzáférhetőség) és biotikus (gyökér exudátumok, mikrobiológiai tevékenység) környezeti elemeknek egyaránt köszönhető illetve annak a ténynek, hogy a növény szelektál a körülötte levő mikorrhiza gomba fajok között. A kiválasztás alapja a szimbiózis legkedvezőbb energiamérlegének megfelelő, a növény szempontjából legmegfelelőbb mikorrhiza gombák kiválasztása.

Az alkalmazott módszer korlátait is figyelembe véve, az oltóanyag helyi AM gomba közösségre gyakorolt hatásának vizsgálatokor fajra nem, csupán a ribotípusra vonatkozóan tudunk következtetéseket levonni. Ezért további vizsgálatok szükségesek, hogy pontosítsuk az AM közösségben bekövetkező faj-szintű változásokat, valamint hogy megállapítsuk az oltás hosszú távú hatásait a helyi AM gomba közösségre.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásaink az OTKA K101878, illetve a TÁMOP 4.2.2/B-10/1-2010-011 „A tehetséggondozás és kutatóképzés komplex rendszerének fejlesztése a Szent István Egyetemen” c. pályázat támogatásával valósult meg.

Irodalom

- ANTUNES P. M., KOCH A. M., DUNFIELD K. E., HART M. M., DOWNING A., RILLIG M. C., KLIRONOMOS J. N. 2009: Influence of commercial inoculation with *Glomus intraradices* on the structure and functioning of an AM fungal community from an agricultural site. *Plant Soil* 317: 257–266.
- BEDINI S., PELLEGRINO E., AVIO L., PELLEGRINI S., BAZZOFFI P., ARGES E., GIOVANNETTI M. 2009: Changes in soil aggregation and glomalin-related soil protein content as affected by the arbuscular mycorrhizal fungal species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. *Soil Biology & Biochemistry* 41: 1491–1496.
- FITTER A. H., HELGASON T., HODGE A. 2011: Nutritional exchanges in the arbuscular mycorrhizal symbiosis: implications for sustainable agriculture. *Fungal Biology Reviews* 2: 68–72.
- GEMMA J. N., KOSKE R. E. 1988: Seasonal variation in spore abundance and dormancy of *Gigaspora gigantea* and mycorrhizal inoculum potential of a dune soil. *Mycologia* 80: 211–216.
- GEORGE E. 2000: Nutrient uptake. Contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to plant mineral nutrition. In: *Arbuscular mycorrhizas: physiology and function*. In: KAPULNIK Y., DOUDS D. D. JR. KLUWER (Eds.) pp. 307–343.
- GIOVANNETTI M., MOSSE B. 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* 84: 489–500.
- KAYA C., ASHRAF M., SONMEZ O., AYDEMIR S., TUNA A. L., CULLU M. A. 2009: The influence of arbuscular mycorrhizal colonisation on key growth parameters and fruit yield of pepper plants grown at high salinity. *Scientia Horticulturae* 121: 1–6.
- KOCH A. M., ANTUNES P. M., BARTO E. K., CIPOLLINI D., MUMMEY D. L., KLIRONOMOS J. N. 2011: The effects of arbuscular mycorrhizal (AM) fungal and garlic mustard introductions on native AM fungal diversity. *Biological Invasion* 13: 1627–1639.
- LEKBERG Y., KOIDE R. T., ROHR J. R., ALDRICHWOLFE L., MORTON J. B. 2007: Role of niche restrictions and dispersal in the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Journal of Ecology* 95: 95–105.
- MUMMEY D. L., ANTUNES P. M., RILLIG M. C. 2009: Arbuscular mycorrhizal fungi pre-inoculant identity determines community composition in roots. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1173–1179.
- PELLEGRINO E., BEDINI S., AVIO L., BONARI E., GIOVANNETTI M. 2011: Field inoculation effectiveness of native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi in a Mediterranean agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry* 43: 367–376.
- POZO M. J., AZCÓN-AGUILAR C. 2007: Unravelling mycorrhiza-induced resistance. *Current Opinion in Plant Biology* 10: 393–398.
- REQUENA N., PEREZ-SOLIS E., AZCÓN-AGUILAR C., JEFFRIES P., BAREAL J. M. 2001: Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology* 67: 495–498.
- RUSSO V. M., PERKINS-VEAZIE P. 2010: Yield and nutrient content of bell pepper pods from plants developed from seedlings inoculated, or not, with microorganisms. *Hort Science* 45: 352–358.
- RINAUDO V., BARBERI P., GIOVANNETTI M., VAN DER HEIJDEN M. G. A. 2010: Mycorrhizal fungi suppress aggressive agricultural weeds. *Plant and Soil* 333: 7–20.
- SAITO K., SUYAMA Y., SATO S., SUGAWARA K. 2004: Defoliation effects on the community structure of arbuscular mycorrhizal fungi based on 18S rDNA sequences. *Mycorrhiza* 14: 363–373.
- SCHWARTZ M. W., HOEKSEMA J. D., GEHRING C. A., JOHNSON N. C., KLIRONOMOS J. N., ABBOTT L. K., PRINGLE A. 2006: The promise and the potential consequences of the global transport of mycorrhizal fungal inoculum. *Ecology Letters* 9: 501–515.
- VESTERGARD M., HENRY F., RANGEL-CASTRO J. I., MICHELSEN A., PROSSER J. I., CHRISTENSEN S. 2008: Rhizosphere bacterial community composition responds to arbuscular mycorrhiza, but not to reductions in microbial activity induced by foliar cutting. *FEMS Microbiology Ecology* 64: 78–89.
- VIERHEILIG H., COUGHLAN A. P., WYSS U., PICHE Y. 1998: Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Applied and Environmental Microbiology* 64: 5004–5007.

EFFECTS OF MYCORRHIZAL INOCULANTS ON CULTIVATION OF TWO SPICE PEPPER TYPES AND LOCAL ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGAL COMMUNITY

I. HERNÁDI, F. MAGURNO, Z. SASVÁRI, K. POSTA

Szent István University, Plant Protection Institute, Microbiology and Environmental Toxicology Group,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
e-mail: posta.katalin@mkk.szie.hu

Keywords: pepper, arbuscular mycorrhiza, diversity, PCR-RFLP

Plants in most of the major plant families form symbiotic associations between their roots and mycorrhizal fungi in nature. One type of mycorrhizal association, the arbuscular mycorrhizal (AM) symbiosis, can contribute significantly to plant nutrition by promoting the uptake of phosphorus, nitrogen, resulting in improved plant growth and health. Colonization by AM may also improve rooting and plant establishment and enhance plant tolerance to biotic and abiotic stress. Though the majority of horticultural crops are mycorrhiza-dependent, the role of arbuscular mycorrhizal inoculation in plant production has been neglected in high-input agriculture.

Field application of commercial inoculum mix of *Glomus* spp. was tested in two types of spice pepper (*Capsicum annuum* L. var. *longum*), cv. Szegedi and cv. Kalocsai cultivation. With polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism (PCR-RFLP), differences in small subunit ribosomal RNA genes were used to characterize groups of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) with respect to effects of mycorrhizal inoculation on indigenous AMF population. However, due to limitations of the applied technique, we couldn't draw conclusions about the change at species level, but only at ribotypes level.

The AMF inoculant was able to establish in the rhizosphere of both pepper types. According to the Tukey test, mycorrhizal inoculation significantly increased fresh weight of shoots of both variants and highly significantly enhanced dry weights of shoots of spice pepper var. Szegedi. Treated plants exhibited an increase in cumulative crop production compared to controls, mycorrhizal inoculation increased yield of spice pepper var. Szegedi by more than 60% compared to the non-treated control plants. Having relatively high root colonization in the control, non-inoculated treatment indicated high presence of indigenous populations of AMF in the field soil. The effect of seasonality, as a change in the fungal community colonizing the roots of pepper, was also detected using molecular tools. Although the inoculation affected structure of resident AM fungal community, there was no remarkable decrease in AMF species diversity and apparently no deleterious effects connected with aggressiveness as regards native populations of the AMF. However, further research is needed to specify the shift in AMF community and to consider long-term effects of inoculation on maintenance of diversity of the AMF community.

FEKETEFENYŐVEL REKULTIVÁLT BAUXIT KÜLFEJTÉSEK VEGETÁCIÓJÁNAK TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

CSERESNYÉS Imre, CSONTOS Péter

MTA Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet
1022 Budapest, Herman Ottó út 15., e-mail: cseresnyes.imre@rissac.hu

Kulcsszavak: bauxit külfejtések, cönológiai szukcesszió, feketefenyő, rekultiváció, természetességi érték

Összefoglalás: Feketefenyővel (*Pinus nigra*) rekultivált bauxit külfejtések aljnövényzetének cönológiai vizsgálatát és természetességének értékelését végeztük el a Gerecse (Nagygyeháza) és a Bakony (Szóc és Sáska) területén. A három, különböző korú fenyőállományt (6 éves – Szóc; 15 éves – Nagygyeháza; 20 éves – Sáska) három szukcessziós stádiumnak tekintettük. 10 m×10 m-es kvadrátokban 2010-ben felveteleztük az aljnövényzet fajainak %-os borítását, valamint a feketefenyő borítását, meghatároztuk az aljnövényzet fajszerkezetét, összborítást és Shannon-diverzitását az egyes kvadrátokra és mintaterületekre vonatkozóan. Vizsgáltuk a fenyőborítás hatását az aljnövényzet borítására, fajszerkezére és diverzitására. A fajok borításai alapján elkészítettük minden mintaterületre az aljnövényzet szociális magatartás típus, Raunkiaer-életforma és cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlását, és a vegetációkat ezek segítségével jellemeztük. Az eloszlásokat homogenitásvizsgálattal hasonlítottuk össze. Kiszámítottuk az aljnövényzet természetességi értékének kvázi-átlagát a szociális magatartás típus szerinti csoporttömegek és a fajok természetességi értékének figyelembevételével. Tanulmányoztuk, milyen eltérések és hasonlóságok figyelhetők meg a külfejtések növényzete és egy olyan vegetáció között, amely (1) a vizsgálati terület potenciális klímáját alkotja, illetve (2) hasonló élőhelyen regenerációs szukcesszióval alakul ki feketefenyő hatása nélkül. Potenciális vegetációként *Quercetum petraeae-cerris* társulást határoztuk meg. Szakirodalmi forrásokban közölt cönológiai felvételek adataiból elkészítettük a társulás természetes állományainak hasonló csoporttömeg-eloszlásait, majd ezeket a saját adatainkból számoltakkal vetettük össze. Hasonló összehasonlítást végeztünk cseres-tölgyesek ernyős felújító vágást követő regenerációs szukcessziójában az aljnövényzet tanulmányozásakor rögzített florisztikai adatok felhasználásával.

A mintaterületek vegetációinak különbségei a domináns fajokban, a Shannon-diverzitásban és a vizsgált csoporttömeg-eloszlások szignifikáns különbségeiben is megnyilvánultak. A legfiatalabb, 6 éves állományt (Szóc) még a zavarástűrők uralták (főként *Calamagrostis epigeios* és *Solidago gigantea*), a 15 éves telepítésben (Nagygyeháza) ezek már részben visszaszorultak, a 20 éves fenyvesben (Sáska) pedig szerepük alárendelt volt. E fajok arányának csökkenésével párhuzamosan nőtt a természetes vegetáció fajainak részesedése, a vegetáció diverzitása és természetességi értéke. A fenyőborítás növekedése csökkentette az aljnövényzet borítását és fajszerkezetét, a Shannon-diverzitásra azonban nem volt hatással. Megfigyeltük egyes fajok eltűnését a magasabb fenyőborítású kvadrátokból. A külfejtések növényzete szignifikánsan eltér mind a területek potenciális vegetációjától, mind az ernyős felújító vágás után regenerációs szukcesszióval kialakult társulástól. A bauxitfejtők aljnövényzete kisebb természetességű, bennük magasabb – a természetes cseres-tölgyesekből általában hiányzó – zavarástűrő és társulásközömbös fajok (leginkább az őshonos ruderalis és adventív kompetitorok) csoporttömege, ugyanakkor a természetes lombos fajok (főként a specialisták) aránya lényegesen alacsonyabb. Ugyanilyen eltérések mutatkoznak, ha a külfejtések növényzetét a cseres-tölgyes regenerációs szukcesszió korában megfelelő stádiumával vetjük össze. A gyomok kiszorulása és a természetes fajok elterjedése lassúbb a feketefenyő alatt; a tölgyesek geophyta fajai, valamint a védett fajok még a legrégebben rekultivált helyszínről is hiányoznak. A rekultivált területeken a szukcessziós változásokat a propagulumhiány és a feketefenyő kedvezőtlen hatásai lassíthatják. Természetvédelmi szempontokat figyelembe véve, a rekultivációk során létesített feketefenyvesek helyén a természetes vegetáció mielőbbi restaurálása lenne kívánatos.

Bevezetés

A tájidegen feketefenyő (*Pinus nigra*) állományai Magyarországon jelenleg mintegy 67000 hektár területet foglalnak el (MGSZH 2012). A feketefenyvesekkel kapcsolatos hazai kutatómunkák rendszerint a fenyvesítés következményeként fellépő, ökológiai és

természetvédelmi szempontból káros hatásokra hívják fel a figyelmet (TAMÁS 2001a). Ezek közül megemlítendő az őshonos, főként a dolomitvegetáció jelentős elszegényítése (BORHIDI 1956, BÓDIS 1993, HORÁNSZKY 1996, CSONTOS et al. 1998), egyéb tájidegen özőnővények térhódításának elősegítése (TÖRÖK et al. 2003, CSERESNYÉS és CSONTOS 2012), valamint a jelentős éghetőanyag-felhalmozódásból eredő fokozott tűzveszély (TAMÁS 2001b, GHIMESSY 2003, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, CSERESNYÉS et al. 2011). Ráadásul a szuboptimális élőhelyekre telepített, ezért fiziológiailag néhány évtized alatt legyengülő fenyveseket gomba- és rovar-kártevők kiterjedt epidémiái is rendszeresen pusztítják, így további fenntartásuk erdőgazdasági szempontból is indokolatlan (KOLTAY 1999).

A feketefenyőt Európa-szerte, így hazánkban is az 1950-es évek óta széleskörűen alkalmazzák különböző technogén területek erdészeti rekultivációjára is (TÓTH és KRISZTIÁN 1985, FETTWEIS et al. 2005). A hazai homokbányákban, dolomit, bauxit és barnaszén külfejtéseken, meddőhányókon, erőművi salaklerakókon és timföldgyári vörösiszap-tározókon végzett erdősítések során a feketefenyővel kapcsolatos pozitív eredményekről számolnak be (FEJÉR 1960, SZERÉMY 1981, PAPP 1982, BARANYI 1986, HORVÁTH 2002, KÁROLY et al. 2006), mely tapasztalatok a faj csekély termőhelyi igényeire vezethetők vissza. A műszaki rekultiváció során kialakított fedőréteg tápanyagszolgáltató-képessége gyakran igen gyenge, pH-ja szélsőségesen alacsony vagy magas, textúrája (így víztartó- és vízvezető-képessége) térben erősen heterogén. A meddők, de különösen a salak- és vörösiszap-tárolók anyagaiban magas a mobilis vagy könnyen mobilizálódó, toxikus nehézfémek és vegyületek (pl. szulfidok) koncentrációja (SZEGI 1985). A feketefenyő szárazságtűrő, csekély tápanyagigényű fafaj, mely jól tolerálja számos mérgező fém (pl. Al, As, Cd, Cu, Sb, Sn, W), valamint a pirit magas koncentrációját (PRATAS et al. 2005). Gyors gyökérnövekedése még kedvezőtlen termőhelyi körülmények között is hatékony víz- és tápanyagfelvételt tesz lehetővé (RICHARDSON 1998). Talajjavító hatása ugyan nem kielégítő, de a sűrű gyökérrendszer, a koronaszint gyors záródása és a dús tűavar-képzés az eróziót nagymértékben csökkenti (MILETIĆ et al. 2011, FILCHEVA et al. 2000).

A rekultiváció során a technogén területen bekövetkezett állapotváltozás, a terület regenerációjának sebessége és mértéke rekultivációs monitoring rendszerek alkalmazásával vizsgálható (BÉRES 2004). A végrehajtott monitoring gyakran csak a talaj, valamint a felszíni és a felszín alatti vizek vizsgálatára terjed ki, a területen a biológiai rekultiváció során vagy azt követően kialakult növényzet jellemzőit kevésbé követi nyomon. A flóra szünbiológiai vizsgálata kiemelt fontosságú lehet a rekultivált terület jövőbeni használati formájának tervezésekor is, különösen akkor, ha egy – védelemre is érdemes – potenciális vegetáció helyreállítása a cél. Ezért munkánk során feketefenyő-telepítéssel rekultivált bauxitfejtők növényzetének cönológiai vizsgálatát és természetességi állapotának felmérését végeztük el annak érdekében, hogy a feketefenyő természetes szukcesszióra gyakorolt hatásáról információt nyerjünk. Eredményeink elősegíthetik e tájidegen faj természetvédelmi szempontú értékelését és hozzájárulhatnak a meglévő állományok eredményes kezeléséhez.

Anyag és módszer

A cönológiai vizsgálathoz három bauxitfejtőt jelöltünk ki: egy terület a Gerecse déli részén, Nagyegyháza közelében, kettő pedig a Bakony nyugati peremén, Sáska község közigazgatási területén helyezkedik el (1. táblázat). A mintaterületeket a feketefenyő telepítése óta eltelt idő szerinti sorrendben ismertettjük:

1. táblázat A bauxitfejtők rekultivációja során létesített feketefenyő állományok és a cönológiai felvételezéshez kijelölt kvadrátok adatai
 Table 1. Data of Austrian pine stands created for reclamation of open-pit bauxite mines and the code of quadrats used for coenological study

Mintaterület (erdőrészlet, terület, kor)	Kvadrát kódja	GPS-koordináták	<i>P. nigra</i> borítás (%)
Sáska 6I Szőc 6,9 ha; 6 év	A1	N 46°59'59,9"; E 17°31'33,8"; 282 m	15
	A2	N 46°59'59,2"; E 17°31'35,0"; 284 m	10
	A3	N 46°59'58,6"; E 17°31'35,3"; 289 m	10
	A4	N 46°59'57,9"; E 17°31'34,1"; 294 m	15
	A5	N 46°59'57,2"; E 17°31'33,5"; 299 m	15
Bicske 7A Nagyegyháza 3,2 ha; 15 év	B1	N 47°32'38,5"; E 18°32'48,2"; 276 m	40
	B2	N 47°32'39,3"; E 18°32'49,4"; 278 m	70
	B3	N 47°32'48,6"; E 18°32'56,1"; 297 m	25
	B4	N 47°32'47,5"; E 18°32'57,7"; 291 m	90
	B5	N 47°32'43,5"; E 18°32'52,1"; 290 m	70
Sáska 63G 6,4 ha; 20 év	C1	N 46°59'49,6"; E 17°30'55,8"; 261 m	20
	C2	N 46°59'49,1"; E 17°30'54,4"; 260 m	60
	C3	N 46°59'48,7"; E 17°30'56,0"; 261 m	55
	C4	N 46°59'49,8"; E 17°30'56,5"; 262 m	20
	C5	N 46°59'49,3"; E 17°30'58,3"; 263 m	75

(1) 6 éves mintaterület, jelölése: Szőc. Sáska községhatár 6I erdőrészlete. A 6,9 hektáros fenyőtelepítés egy északra néző, meddőöntéssel kialakított rézsún található, Szőc-Határvölgy külterület mellett, Szőc községtől 2,6 km-re délre, a Szár-hegy lábánál (a terület közigazgatásilag Sáska községhez tartozik). Az állományt főként cseres-tölgyesek veszik körül. A több száz hektáros szőc-halimbai bauxitmezőn (Félixbánya) a külfejtéses termelés 1977–86 között folyt (KOVÁCS 1998), a rekultivációt több lépésben végezték 2005-ig. A mintaterületen a bauxitos meddő elegyengetése után a meredekebb részekben padkákat és vízelvezető övarkokat létesítettek, valamint rőzsegákat alakítottak ki; a talajjavítás fűrészpör és műtrágya felhasználásával történt. A rézsút a Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt. 2003-ban magvetéssel fenyvesítette, majd a nagyarányú kiszáradás miatt az állományt 2004-ben csemeteültetéssel felújították. 2010-ben, azaz a vizsgálatunk évében a mintaterületen a fenyőtelepítés 1–1,5 m magas fákból áll, helyenként nagyvadak által erősen taposott, és a rőzsegák kiépítése ellenére mély eróziós árkokkal szabdalt. Az aljnövényzetet sok helyen a *Solidago gigantea* uralja.

(2) 15 éves mintaterület, jelölése: Nagyegyháza. Bicske 7A erdőrészlete. A 3,2 hektáros állomány Nagyegyházától 3,5 km-re északra, Bicske városától 9 km-re ÉNy-ra található, a Hársas-hegy oldalában. A területet északon és nyugaton cseres-tölgyes, délen és keleten akácos szegélyezi. A nagyegyháza-csordakúti bauxitmezőn a külfejtéses termelés 1985–1993 között zajlott (NOVÁK 2007). A műszaki rekultiváció a folyamatos rézsú- és meddőhányó-csúszások miatt gyorsan megtörtént, az erdőtelepítést a Vértesi Erdészeti és Faipari Zrt. végezte 1995-ben. A magvetéses telepítés előtt a területen szerves trágyát és darabolt lombosfa-kérget forgattak a talajba. 2010-ben a feketefenyő állomány 3–5 m

magas és viszonylag sűrű volt, csak helyenként ritkult, az aljnövényzetben a *Calamagrostis epigeios* dominanciája volt szembevető. Fő zavaró tényezőnek a nagyvadak túrása tekinthető.

(3) 20 éves mintaterület, jelölése: Sáska. Sáska 63G erdőrészlet. A 6,4 hektáros feketefenyves a szőci állománytól 1 km-re nyugatra terül el. Többnyire cseres–tölgyesek veszik körül, csak nyugat felől határolja egy – akác által részben már előzőnlt – cserjés terület. A csemeteültetéssel 1990-ben telepített állomány Félixbánya letermelt, Ny-ÉNy felé enyhén lejtő területén található. A fenyőtelepítés előtt a fedőréteget mélylazítóval felszaggatták, majd fűrészporról és műtrágyával javították (KOVÁCS 1998). A vizsgálat évében a 4–6 m magas fákból álló telepítés sűrűsége változó, foltokban a kiszáradás miatt pusztul. Aljnövényzete a kiritkult részeken gazdag, de vaddisznók túrássai sok helyen láthatóak.

A cönológiai felvételezéshez minden mintaterületen kijelöltünk 5 db 10 m×10 m-es állandó kvadrátot az állomány szegélyétől legalább 20 m-re, majd meghatároztuk középpontjaik GPS-koordinátáit (1. táblázat). A három alkalommal (2010. május–június, 2010. augusztus–szeptember és 2011. április) végzett felvételezés során megbecsültük a feketefenyő borítását, majd vegetációs szintenként rögzítettük a kvadrátban lévő fajok százalékos borításait. Munkánkban SIMON (2000) nevezéktanát vettük alapul. Az eredmények feldolgozásakor – az egyes vegetációs szinteket külön kezelve – kvadrátonként egyesítettük a három felvételezés eredményét oly módon, hogy a fajokat mindig a legmagasabb borításértékkel vettük figyelembe. További elemzéseink alapját az aljnövényzet fajai képezték. Meghatároztuk minden mintaterület összes fajszámát, kvadrátonkénti átlagos fajszámát, valamint domináns és konstans fajait. A Shannon-diverzitást (H') a terület öt kvadrátjának egyesített adatsorából számoltuk ki (természetes alapú logaritmus alkalmazásával), emellett meghatároztuk az egyenletességet (E), valamint az egyes kvadrátok diverzitását is (a „+” jelű, kicsiny borítású fajokat 0,1%-os értékkel vettük figyelembe). A mintaterületek diverzitását Hutcheson-féle t -próbával hasonlítottuk össze (HUTCHESON 1970). Regresszióanalízissel elemeztük, hogyan befolyásolja a feketefenyő borítása a kvadrátban található aljnövényzet borítását, fajszámát és diverzitását. A kialakult vegetáció jellegének leírásához minden fajhoz hozzárendeltük a (1) szociális magatartás típust (BORHIDI 1993), a (2) Raunkiaer-életformát (SIMON 2000), valamint a (3) cönoszisztematikai besorolást (BORHIDI 1993). A fajok borításainak (a terület 5 kvadrátjának átlaga) figyelembevételével elkészítettük a mintaterületek említett attribútumok szerinti csoporttömeg-eloszlásait a következő kategóriák alkalmazásával:

(1) szociális magatartás típus: S (specialisták); C (természetes kompetitorok); G (generalisták); NP (természetes pionírok); DT + W (természetes zavarástűrők és őshonos gyomfajok); RC (őshonos ruderalis kompetitorok); AC + I (tájjidegen kompetitorok és meghonosodott fajok). Az ábrázolás során a kategóriákat a természetességi érték (BORHIDI 1993) szerinti csökkenő sorrendbe helyeztük.

(2) Raunkiaer-életforma: MM + M (Phanerophyta); N + Ch (félcszerjék és Chamaephyta); H (Hemikryptophyta); G (Geophyta); TH (Hemitherophyta); Th (Therophyta).

(3) cönoszisztematikai besorolás: Zavart termőhelyek; Antropo-zoogén félcszerjések, gyepek és rétek (továbbiakban: Gyepek); Erdőközi cserjések és kórósrétek (továbbiakban: Cserjések); Lombos erdők; Társulásközömbös (Indifferens) fajok.

Minden mintaterületre kiszámítottuk az aljnövényzet természetességi értékének kvázi-átlagát a szociális magatartás típus szerinti csoporttömegek figyelembevételével, BORHIDI

(1993) természetességiérték-skálája alapján. A mintaterületek vegetációját a kapott csoporttömeg-eloszlások homogenitásvizsgálata alapján hasonlítottuk össze egymással (a statisztikai próbák elvégzésekor az eredeti borítás-értékeket vettük alapul).

A feketefenyő flórára gyakorolt hatásának megismeréséhez tanulmányoztuk, milyen eltérések és hasonlóságok figyelhetők meg a felvételezett növényzet és egy olyan vegetáció között, amely (1) a vizsgálati terület potenciális klimax vegetációját alkotja, illetve (2) e klimax irányába haladó regenerációs szukcesszióval alakul ki, feketefenyő jelenléte nélkül. A Magyarország Első (1780–1784) és Második (1819–1869) Katonai Felmérése során készült térképszelvények, valamint a termőhelyi viszonyok és a rekultivált területet körülvevő vegetáció jellemzői alapján a mintaterületek potenciális vegetációtípusának *Quercetum petraeae-cerris* társulást határoztunk meg. Mintaterületeink növényzetét először más szerzők természetes cseres-tölgyes társulásokban készített cönológiai felvételeivel hasonlítottuk össze, figyelembe véve, hogy a felhasznált florisztikai adatok földrajzilag saját mintaterületeinkhez közeli területekről származzanak. Így nagygyeházi adatainkat *BARINA Quercetum petraeae-cerris* társulásban készített publikálatlan cönológiai felvételeivel vetettük össze, amelyek a Gerecse déli részéről származnak (Nagygyeháza, Óbarok és Tarján térsége), saját mintaterületünkől 2–5 km-es távolságból. A szöci és sáskai eredmények értékeléséhez pedig SZODFRIDT és TALLÓS (1964) munkáját használtuk, melynek felvételei a felsőnyírádi erdőben készültek (mintaterületeinktől kb. 8 km-re). A területet borító genyötés cseres-tölgyes magasabb térszintjében felvett adatokkal dolgoztunk az értékelés során (a mélyebb térszintben lápi elemek megjelenése figyelhető meg, amely az adatok összehasonlíthatóságát rontja). Mivel SZODFRIDT és TALLÓS (1964) Braun–Blanquet-skálát használt, adataikat van der Maarel-transzformációval %-os borításokká alakítottuk át (MAAREL 2007).

Az elemzés másik részét a rekultivált területek növényzetének összehasonlítása képezte regenerációs szukcesszió során kialakult vegetációkkal. *Quercetum petraeae-cerris* társulás regenerációját CSONTOS (1996) vizsgálta a Visegrádi-hegységben. Az általa tanulmányozott területek 2–28 éve estek át ernyős felújító vágáson. A regenerációs szukcesszió során kifejlődött aljnövényzetet a szerző kor szerint négy szukcessziós stádiumba (I. = 1–3 év; II. = 4–11 év; III. = 12–21 év; IV. = 22–28 év) sorolta. A szöci terület erdészeti rekultivációja 6 éve történt, így az összehasonlításhoz a CSONTOS (1996) által megállapított II. stádiumú területek cönológiai adatait használtuk. A nagygyeházi és sáskai feketefenyő állomány kora 15 illetve 20 év, így ezek értékeléséhez a III. stádiumú vágásnövényzetek adatait vettük figyelembe. A közölt cönológiai tabellákat saját felvételeinkkel összehasonlítva meghatároztuk a fajkészletben mutatkozó hasonlóságokat és eltéréseket. Előállítottuk a szociális magatartás típus, a Raunkiaer-életforma és a cónoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlást, majd ezeket a saját eredményeinkből készített eloszlásokkal vetettük össze.

Eredmények

A felmérések során összesen 170 növényfajt jegyeztünk fel (1. melléklet). Az összes fajszám a fenyőállomány korával növekedett: a 6 éves Szöcön volt a legalacsonyabb (83) és a 20 éves Sáskán a legmagasabb (108; 2. táblázat). A mintaterületek kvadrátonkénti átlagos fajszáma 43,8 (Nagygyeháza – 15 éves terület) és 55,2 (Sáska), míg az aljnő-

vényzet (B- és C-szint) borítása 39% (Nagyegyháza) és 95% (Szőc) között változott. A Shannon-diverzitás (H') és az egyenletesség (E) egyaránt emelkedett a feketefenyves korával: mindkét mutató a 6 éves szőci állományban volt a legalacsonyabb ($H' = 2,220$; $E = 0,502$), és a 20 éves sáskai fenyvesben a legmagasabb ($H' = 2,914$; $E = 0,622$). A Hutcheson-teszt szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) csak a korban leginkább eltérő szőci és sáskai terület diverzitása között mutatott ki, a nagyegyházi terület diverzitása ezekről szignifikánsan nem különbözött. A konstans (az adott terület összes kvadrátjában megtalálható) fajok száma tág határok közt változott: Nagyegyházán mindössze 6, ugyanakkor Szőcön 19 konstans fajt jegyeztünk fel.

2. táblázat: Feketefenyővel rekultivált bauxitfejtések vegetációjának jellemző adatai ($n = 5$).

A diverzitás-értékek után felső indexben álló betűk a Hutcheson-teszt során kapott csoportokat mutatják
Table 2. Characteristics of the vegetations developed in open-pit bauxite mines reclaimed with Austrian pine ($n = 5$). Superscript letters after diversity values indicate groups distinguished by Hutcheson test

	Szőc	Nagyegyháza	Sáska
A terület kora (év)	6	15	20
Összes fajszám	83	106	108
Átlagos kvadrátonkénti fajszám	50,8	43,8	55,2
Aljnövényzet átlagos borítása (%)	95	39	73
Shannon-diverzitás (H')	2,220 ^a	2,538 ^{ab}	2,914 ^b
Egyenletesség (E)	0,502	0,544	0,622
Konstans fajok száma	19	6	17

A mintaterületek aljnövényzetének jellemzői, domináns és konstans fajai (3. táblázat):

(1) 6 éves terület, Szőc: Az egykori meddőhányó vegetációját a *Solidago gigantea* (48%), a *Calamagrostis epigeios* (12%) és az *Erigeron annuus* (4,4%) tömegei uralták. E fajok mellett jellemző volt a pillangósvirágú *Trifolium pratense*, *T. repens*, *T. alpestre* és *Medicago lupulina* (fajonként 4–6% borítással), valamint a fűfélék közül a *Holcus lanatus* és a *Dactylis glomerata* nagy abundanciája. A fiatal feketefenyves egyenletesen alacsony (10–15%-os) borítása miatt az aljnövényzet nagy területet tekintve is viszonylag homogén, ami a konstans fajok nagy számában is megnyilvánult. A 10 legnagyobb borítású faj mindegyike konstans, ezek mellett a *Galium verum*, az *Achillea collina*, az *Astragalus glycyphyllos* és a *Tussilago farfara* borítása közelítette vagy haladta meg a 0,5%-ot.

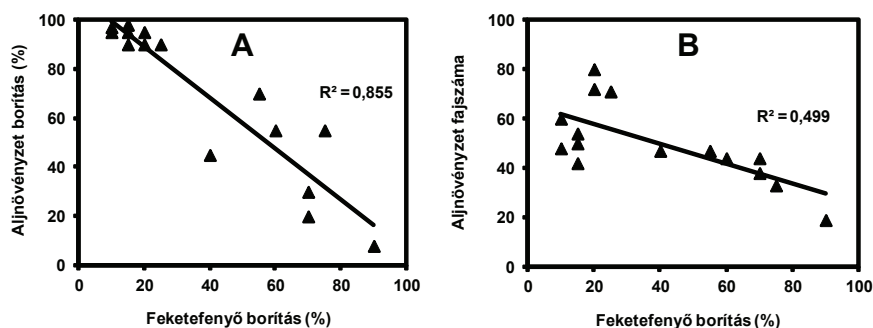
(2) 15 éves terület, Nagyegyháza: A rekultivált bányaudvar növényzetében a természetes zavarástűrők és az invazív fajok domináltak. A *Calamagrostis epigeios* átlagosan 20% (kvadráttól függően 5–60%), míg a *Solidago gigantea* 3,8% borítást képviselt, de általánosan jellemző volt az *Erigeron annuus*, valamint kisebb foltokban az *Asclepias syriaca* is. A fás szárú fajok közül nagy egyedszámban találtuk meg a *Fraxinus ornus* és a *Crataegus monogyna* fiatal példányait. A *Calamagrostis epigeios*, az *Erigeron annuus* és a *Crataegus monogyna* mellett konstans fajként az *Achillea collina*, a *Daucus carota* és a *Medicago lupulina* került feljegyzésre.

3. táblázat A rekultivált bauxitfejtők domináns és konstans fajai, valamint azok átlagos borítási értékei (D%)
 Table 3. Dominant and constant species of the reclaimed open-pit bauxite mines as well as the percentage cover of the species (D%)

	<i>Domináns fajok</i>	<i>D (%)</i>	<i>Konstans fajok</i>	<i>D (%)</i>
Szőc (6 éves)	<i>Solidago gigantea</i>	48	<i>Solidago gigantea</i>	48
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	12	<i>Calamagrostis epigeios</i>	12
	<i>Trifolium pratense</i>	6,2	<i>Trifolium pratense</i>	6,2
	<i>Medicago lupulina</i>	5	<i>Medicago lupulina</i>	5
	<i>Trifolium repens</i>	5	<i>Trifolium repens</i>	5
	<i>Trifolium alpestre</i>	4,6	<i>Trifolium alpestre</i>	4,6
	<i>Erigeron annuus</i>	4,4	<i>Erigeron annuus</i>	4,4
	<i>Holcus lanatus</i>	1,8	<i>Holcus lanatus</i>	1,8
	<i>Dactylis glomerata</i>	1,64	<i>Dactylis glomerata</i>	1,64
	<i>Fragaria vesca</i>	1	<i>Fragaria vesca</i>	1
			<i>Galium verum</i>	0,64
			<i>Achillea collina</i>	0,46
			<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0,46
			<i>Tussilago farfara</i>	0,46
			<i>Cirsium arvense</i>	0,28
			<i>Lotus corniculatus</i>	0,28
			<i>Prunella vulgaris</i>	0,1
Nagyegyháza (15 éves)			<i>Sanguisorba minor</i>	0,1
			<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0,1
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	20	<i>Calamagrostis epigeios</i>	20
	<i>Solidago gigantea</i>	3,8	<i>Erigeron annuus</i>	1,02
	<i>Erigeron annuus</i>	1,02	<i>Achillea collina</i>	0,84
	<i>Achillea collina</i>	0,84	<i>Daucus carota</i>	0,82
	<i>Daucus carota</i>	0,82	<i>Crataegus monogyna</i>	0,68
	<i>Fraxinus ornus</i>	0,82	<i>Medicago lupulina</i>	0,66
	<i>Festuca rupicola</i>	0,8		
	<i>Crataegus monogyna</i>	0,68		
Sáska (20 éves)	<i>Medicago lupulina</i>	0,66		
	<i>Asclepias syriaca</i>	0,64		
	<i>Fragaria vesca</i>	16	<i>Fragaria vesca</i>	16
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	13,2	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	13,2
	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10
	<i>Solidago gigantea</i>	6,2	<i>Trifolium alpestre</i>	4,82
	<i>Trifolium alpestre</i>	4,82	<i>Securigera varia</i>	2,6
	<i>Securigera varia</i>	2,6	<i>Clinopodium vulgare</i>	2,24
	<i>Clinopodium vulgare</i>	2,24	<i>Dactylis glomerata</i>	1,82
	<i>Dactylis glomerata</i>	1,82	<i>Crataegus monogyna</i>	1,8
	<i>Crataegus monogyna</i>	1,8	<i>Medicago lupulina</i>	1,6
	<i>Salix caprea</i>	1,8	<i>Trifolium repens</i>	1,42
			<i>Agrimonia eupatoria</i>	1,26
			<i>Galium mollugo</i>	1,24
			<i>Daucus carota</i>	0,86
			<i>Achillea collina</i>	0,66
			<i>Picris hieracioides</i>	0,28
			<i>Sanguisorba minor</i>	0,28
			<i>Rosa canina</i>	0,1

(3) 20 éves terület, Sáska: A változatos és fajgazdag aljnövényzetben a leginkább domináns *Fragaria vesca* (16%) és *Brachypodium sylvaticum* (13,2%) mellett a *Calamagrostis epigeios* (10%) és a *Solidago gigantea* (6,2%) borítása volt számottevő, ezen kívül további 11 faj borítása haladta meg az 1%-ot. Helyenként a fás szárúak fiatal példányai is jellemzőek voltak (*Crataegus monogyna*, *Salix caprea*, *Prunus spinosa*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraster*). A területen 17 konstans fajt találtunk, a kiemelkedő dominanciájú fajok (a *Solidago gigantea* kivételével) minden kvadrátban megtalálhatóak voltak.

A regresszióvizsgálatok kimutatták (1. ábra), hogy a feketefenyő borításának növekedésével szignifikánsan ($p < 0,05$) csökkent mind az aljnövényzet borítása ($R^2 = 0,855$), mind a fajszáma ($R^2 = 0,499$); a Shannon-diverzitásra ugyanakkor a fenyőborítás nem volt hatással ($R^2 = 0,007$).



1. ábra Az aljnövényzet kvadrátonkénti borításának (A) és fajszámának (B) változása a feketefenyő borításának függvényében a rekultivált bauxitfejtőkben.

Figure 1. Change of the cover (A) and the species number (B) per quadrats of the herb-layer vegetation related to the cover of Austrian pine in the reclaimed open-pit bauxite mines.

A mintaterületek aljnövényzetére vonatkozó szociális magatartás típus, Raunkiaer-életforma és cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlások homogenitásvizsgálatának eredményeit a 4. táblázat ismerteti.

(1) Szociális magatartás típus (2/A ábra): A homogenitásvizsgálat a három bauxitfejtő vegetációjának szignifikáns különbségeit mutatta ki (4. táblázat, 'A'). A szöci állományban a *Solidago gigantea* inváziója miatt az adventív fajcsoport dominált (51,6%; jelen volt az *Erigeron annuus* és a *Conyza canadensis* is), de szintén magas volt a természetes zavarástűrő és gyomfajok (39 faj, pl. *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Medicago lupulina*, *Dactylis glomerata*, *Picris hieracioides*), valamint – a *Calamagrostis epigeios* elszaporodása következtében – a természetes ruderális kompetitorok csoporttömege is. A 27 generalista faj közül a *Trifolium alpestre*, *Holcus lanatus* és *Fragaria vesca* borítása volt számottevő. A nagyegyházi terület aljnövényzetében az őshonos ruderális kompetitorok domináltak (46,9%), főként a *Calamagrostis epigeios* elterjedése miatt, de abundáns volt a *Cirsium arvense* is. Jelentős arányt (23,2%) képviseltek a tájidegen invázorok (*Solidago gigantea*, *Asclepias syriaca*, *Ambrosia artemisiifolia*), illetve a természetes zavarástűrők és gyomok (18,4%). Utóbbi csoport összesen 62 fajából az *Achillea collina*, *Daucus carota*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus* és *Cichorium intybus* említendő. Viszonylag csekély volt a természetes kompetitorok (9 faj, pl. *Fraxinus ornus*, *Festuca rupicola*, *Poa nemoralis*) és a generalisták (20 faj, de főként a *Crataegus monogyna* újulat) aránya.

4. táblázat A rekultivált bauxitfejtők vegetációjának statisztikai vizsgálata. Az adatok az egyes ökológiai mutatók alapján felvett csoporttömeg-eloszlások homogenitásvizsgálatok kapott χ^2 -értékeket és szignifikanciaszinteket jelzik. *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; NS = nem szignifikáns

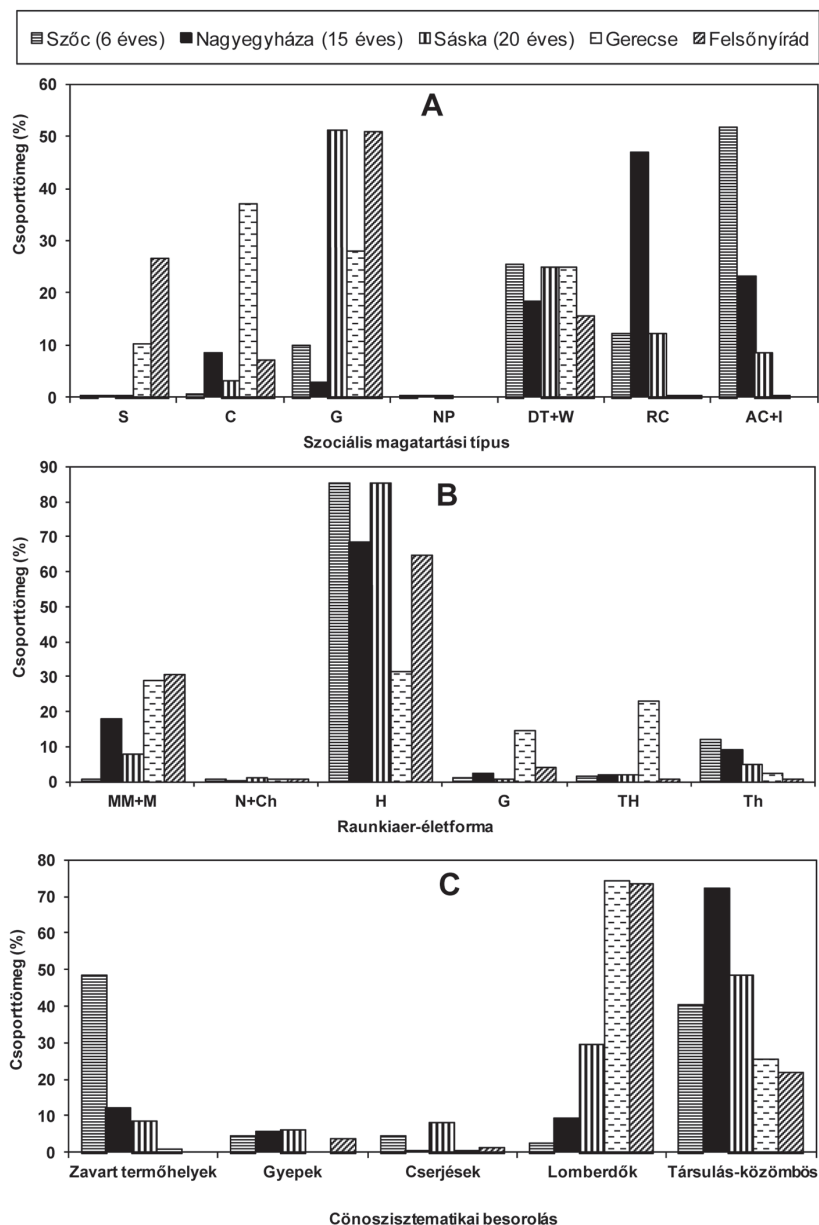
Table 4. Statistical evaluation of the vegetations developed in the reclaimed open-pit bauxite mines.

Data show χ^2 values and levels of significance obtained by the homogeneity test of group distributions based on the ecological attributes. *** = $p < 0.001$; ** = $p < 0.01$; NS = not significant

	Összehasonlított mintaterület (zárójelben a fenyőtelepítések években mért korával)	Ökológiai mutató		
		Szoc. mag. típus	Raunkiaer- életforma	Cőnosziszt. besorolás
A	Szóc (6) vs. Nagyegyháza (15)	43,39***	19,37**	39,05***
	Szóc (6) vs. Sáska (20)	60,76***	10,72 ^{NS}	53,22***
	Nagyegyháza (15) vs. Sáska (20)	74,01***	10,08 ^{NS}	22,91***
B	Nagyegyháza (15) vs. BARINA [ined] (term. cseres-tölgyes)	119,2***	106,9***	88,80***
C	Szóc (6) vs. SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (term. cseres-tölgyes)	125,6***	45,54***	121,7***
	Sáska (20) vs. SZODFRIDT és TALLÓS [1964] (term. cseres-tölgyes)	49,86***	24,36***	42,21***
D	Szóc (6) vs. CSONTOS [1996] II. st. (reg. cseres-tölgyes)	98,38***	18,01**	107,6***
E	Nagyegyháza (15) vs. CSONTOS [1996] III. st. (reg. cseres-tölgyes)	118,2***	23,12***	105,5***
	Sáska (20) vs. CSONTOS [1996] III. st. (reg. cseres-tölgyes)	52,08***	15,20**	52,91***

A sáskai bauxitfejtő növényzetének fő tömegét (51,1%) a 35 generalista faj adta: a domináns *Fragaria vesca* és a *Brachypodium sylvaticum* mellett gyakori volt a *Trifolium alpestre*, *Clinopodium vulgare* és *Crataegus monogyna* is. A természetes zavarástűrő és gyomfajok (48 faj, pl. *Securigera varia*, *Dactylis glomerata*, *Salix caprea*) mellett őshonos ruderalis fajok (*Calamagrostis epigeios*, *Cirsium arvense*) és adventív növények (*Solidago gigantea*, *Erigeron annuus*, *Robinia pseudoacacia*) is abundánsak voltak. Mindhárom mintaterületre jellemző volt a természetes pionírok (pl. *Acinos arvensis*, *Arenaria serpyllifolia*, *Vicia lathyroides*) és a specialisták (pl. *Achillea ochroleuca*, *Potentilla alba*, *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederæ*) csekély (0,3% alatti) részese-dése. A természetességi értékek kvázi-átlaga – az alacsony természetességi értékű fajok nagy borítása miatt – mind Szócön, mind Nagyegyházán igen alacsony (–0,87 és –0,55) volt, míg a sáskai területre vonatkozóan lényegesen magasabb értéket (2,18) kaptunk.

(2) Raunkiaer-életforma (2/B ábra): A homogenitásvizsgálat csak a szöci (6 éves) és a nagyegyházi (15 éves) állomány között mutatott szignifikáns különbséget (4. táblázat, 'A'). Mindhárom területen a hemikryptophyták csoporttömege volt kimagasló (68,5–85,2%). Nagyegyházán számottevő (17,8%) volt a phanerophyták aránya a *Fraxinus ornus*, *Crataegus monogyna* és *Quercus petraea* fiatal egyedeinek nagy abundanciája miatt.



2. ábra A rekultivált bauxitfejtők, valamint a természetes gerecsei (BARINA ined.) és felsőnyírádi (SZODFRIDT és TALLÓS 1964) cseres-tölgyes társulások aljnövényzetének szociális magatartás típus (A), Raunkiaer-életforma (B) és cönoszisztematikai besorolás (C) alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai. A szociális magatartás típusok jelölése: S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderalis kompetitorok; AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok

Figure 2. Group distributions of social behaviour type (A), Raunkiaer life-form (B) and phytosociological group (C) regarding to the herb-layer vegetation of the reclaimed open-pit bauxite mines and natural oak forests situated in Gerecse Mts. (BARINA ined.) and Felsőnyírád (SZODFRIDT and TALLÓS 1964)

A therophyták, nagy fajszaúuk (területenként 16–25) ellenére, mindössze 4,6–11,2% csoporttömeget képviseltek. Közülük a *Medicago lupulina*, *Daucus carota* és *Erigeron annuus* voltak meghatározók mindhárom területen. A bauxitfejtők mindegyikében csekély volt a chamaephyta, geophyta és hemitherophyta fajok aránya; utóbbiak közül a *Picris hieracioides* és a *Centaurea biebersteinii* viszonylag nagy egyedszáma volt jellemző.

(3) Cönoszisztematikai besorolás (2/C ábra): A homogenitásvizsgálat a mintaterületek spektrumai közt minden esetben szignifikáns különbséget mutatott (4. táblázat, 'A'). A 6 éves szőci állományban a csoporttömeg összesen közel 90%-át a zavart termőhelyek fajai (főként a *Solidago gigantea*), valamint a társulásközömbös fajok teszik ki (41 faj, pl. *Calamagrostis epigeios*, *Trifolium pratense*, *T. repens*, *Medicago lupulina*, *Erigeron annuus*). Mindössze 2,5–4,5% közötti a gyepek és cserjések, valamint a lomberdők fajainak aránya (1%-os borítást csak a *Holcus lanatus*, *Fragaria vesca* és *Trifolium alpestre* ér el). Nagygyházán kiemelkedő (72,2%) a társulásközömbös fajok aránya (*Calamagrostis epigeios*, *Erigeron annuus*, *Daucus carota*, *Medicago lupulina*, *Lotus corniculatus* stb.), emellett főként zavart termőhelyek fajai vannak jelen (pl. *Solidago gigantea*, *Asclepias syriaca*, *Poa annua*). 10% alatti a lomberdei (főként *Fraxinus ornus*, *Crataegus monogyna* és *Poa nemoralis*) és a gyepekre jellemző fajok (pl. *Festuca rupicola*, *Achillea collina*) részesedése. Sáskán szintén a társulásközömbös fajok (41 faj, pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Calamagrostis epigeios*, *Securigera varia*) aránya a legmagasabb (48,3%), de 30% körüli a lomberdei fajok (pl. *Fragaria vesca*, *Clinopodium vulgare*, *Crataegus monogyna*, *Galium mollugo*) csoporttömege is. A zavart termőhelyek, gyepek és cserjések fajainak aránya csoportonként 6–8% közötti (közülük a *Solidago gigantea* és a *Trifolium alpestre* borítása jelentős).

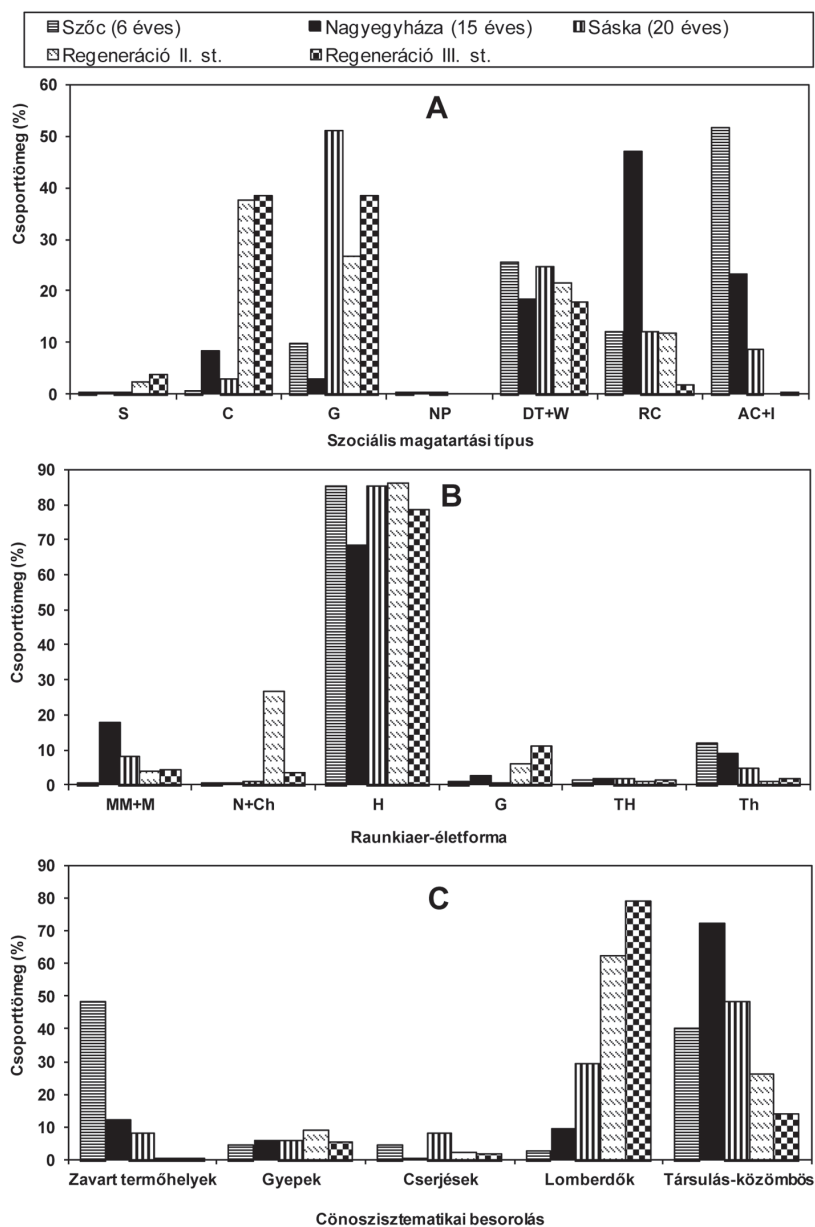
A rekultivált külfejtések aljnővényzetének összehasonlító értékelését SZODFRIDT és TALLÓS (1964), CSONTOS (1996), valamint BARINA publikálatlan cönológiai adatainak felhasználásával végeztük el. A saját adatainkból számolt és a fenti források alapján felvett csoporttömeg-eloszlások között a homogenitásvizsgálatok minden esetben szignifikáns különbséget mutattak ki.

A bauxitfejtők eloszlásait elsőként a természetes cseres-tölgyes társulásokéval vettük össze (2. ábra). A nagygyházi bauxitfejtő és a BARINA által vizsgált gerecsei *Quercetum petraeae-cerris* társulások eloszlásai között jelentős eltérések figyelhetők meg (4. táblázat, 'B'); a rekultivált terület aljnővényzetének szociális magatartás típus eloszlása nagymértékben eltolódik a kisebb természetességi értékű fajcsoportok felé. A tölgyesben a természetes kompetitorok és a generalisták dominálnak, illetve nagyságrendekkel magasabb a specialista fajok csoporttömege. A rekultivált területen jelen vannak a természetes pionírok is, valamint sok az őshonos ruderalis kompetitor és a tájidegen faj. A rekultivált terület növényzetének Raunkiaer-spektrumában a phanerohyta és geophyta fajok aránya alacsonyabb, míg a hemikryptophyták és a therophyták csoporttömege magasabb, mint a természetes cseres-tölgyesében. Jelentős különbség látható még a hemitherophyta fajok csoportjában, ezt azonban szinte kizárólag az *Alliaria petiolata* cseres-tölgyesben mutatkozó magas borítása eredményezi (megjegyzendő azonban, hogy sok esetben az *Alliaria*-t hemikryptophyta életformájúnak tekintik). A cönoszisztematikai besorolás szerinti csoporttömeg-eloszlásból kitűnik a *Quercetum petraeae-cerris* asszociációban a lomberdei fajok magasabb aránya, a cserjések és zavart termőhelyek fajainak alacsony részesedése és a gypfajok hiánya.

A szöci és sáskai bauxitfejtők eloszlásait a felsőnyírádi cseres–tölgyesben gyűjtött cönológiai adatokra (SZODFRIDT és TALLÓS 1964) vonatkozó eloszlással hasonlítottuk össze (4. táblázat, 'C'). A rekultivált területeken – a felsőnyírádi erdőhöz képest – elenyésző a magas természetességi értékkel bíró specialista fajok aránya, emellett kisebb a természetes kompetitorok csoporttömege is. A rekultivált területeken ellenben megtalálhatóak a természetes pionírok, illetve jelentős arányban természetes zavarástűrők, őshonos ruderalis kompetitorok és adventív fajok is. A Raunkiaer-életformákat tekintve a rekultivált területeken alacsonyabb a phanerophyták és a geophyták aránya, ugyanakkor nagyobb a hemikryptophyta, hemitherophyta és therophyta csoport részesedése. A cönoszisztematikai besorolás eloszlása a természetes cseres–tölgyesben a lomberdei fajok dominanciáját mutatja, míg a rekultivált bauxitfejtéseken a társulásközömbös és a zavart termőhelyek fajai uralkodnak.

Eredményeink másik részét az ernyős felújító vágást követően fejlődő cseres–tölgyes aljnövényzet cönológiai adataival végzett összehasonlító elemzés képezte (3. ábra). A szöci bauxitfejtő növényzetét a CSONTOS (1996) által leírt cseres–tölgyes regenerációs szukcesszió II. (4–11 éves) stádiumához hasonlítottuk (4. táblázat, 'D'). A szociális magatartás típus eloszlások a természetes zavarástűrők és az őshonos ruderalis kompetitorok arányában alig mutattak különbséget; ezek mellett azonban a rekultivált területen az adventív fajok uralkodtak, míg a cseres–tölgyes regenerációja során elsősorban a – magasabb természetességi értékű – természetes kompetitorok és generalisták szaporodtak el, de viszonylag sok volt a specialista faj is. A Raunkiaer-eloszlások az egyöntetűen magas hemikryptophyta-arányt leszámítva alapvetően különböznek: a rekultivált bauxitfejtő aljnövényzetében nagyobb a therophyta és hemitherophyta fajok csoporttömege, ugyanakkor kevésbé elterjedt a phanerophyta, chamaephyta és geophyta életforma. A cönoszisztematikai besorolás alapján a szöci feketefenyves aljnövényzetében a zavart termőhelyek növényei és a társulásközömbös fajok dominálnak, a cseres–tölgyes vágásterületeken viszont a lomberdei fajok uralkodnak, a zavart termőhelyek növényei pedig hiányoznak.

A 15 éves nagygyeházi és a 20 éves sáskai rekultivációk vegetációját a cseres–tölgyes szukcesszió 12–21 éves, III. stádiumával (CSONTOS 1996) vetettük össze (4. táblázat, 'E'). A rekultivált területek (különösen Nagygyeháza) aljnövényzetének szociális magatartás típus spektrumában jelentős az alacsony természetességi értékű fajok csoporttömege, emellett Sáskán sok a generalista faj is. A tölgyes-szukcesszió e stádiumában ugyanakkor a generalisták mellett a természetes kompetitorok és a specialisták vannak jelen; az adventív fajok borítása elenyésző, a természetes pionírok hiányoznak. A Raunkiaer-életforma szerinti eloszlás a rekultivált bauxitfejtésekben a phanerophyták, hemitherophyták és therophyták magasabb arányát mutatja, míg a chamaephyta, de főként a geophyta fajok a regenerálódó cseres–tölgyesben vannak nagyobb borítással jelen. A cönoszisztematikai csoportosítást tekintve a rekultivált külfejtések – társulásközömbös fajok túlsúlyával jellemezhető – növényzetével szemben a cseres–tölgyes regenerációs szukcesszió megfelelő korú stádiumában már a lomberdei fajok dominálnak, továbbá igen alacsony a zavart termőhelyek fajainak részesedése.



3. ábra A rekultivált bauxitfejtők, valamint az ernyős felújító vágást követően regenerálódó cseres-tölgyes állományok (CSONTOS 1996; II. és III. stádium) aljnövényzetének szociális magatartás típus (A), Raunkiaer-életforma (B) és cónoszisztematikai besorolás (C) alapján felvett csoporttömeg-eloszlásai. A szociális magatartás típusok jelölése: S = specialisták; C = természetes kompetitorok; G = generalisták; NP = természetes pionírok; DT = természetes zavarástűrők; W = őshonos gyomok; RC = őshonos ruderalis kompetitorok;

AC = tájidegen kompetitorok; I = meghonosodott fajok

Figure 3. Group distributions of social behaviour type (A), Raunkiaer life-form (B) and phytosociological group (C) regarding to the herb-layer vegetation of the reclaimed open-pit bauxite mines and sessile oak – turkey oak forest regenerated after clear-cutting (Csontos 1996; stage II. and III.)

Az eredmények megvitatása

Az egyes mintaterületek vegetációjának eltérő jellegét a különböző domináns fajok és a vizsgált csoporttömeg-eloszlások szignifikáns különbségei jól mutatják. Mivel a rekultiváció ideje tágabb határok közt változik, a három terület növényzete különböző szukcessziós stádiumoknak tekinthető. A 6 éves szőci állományban a feketefenyő egyenletesen alacsony (10–15%) borítása az aljnövényzet egyenletesen magas (95% körüli) borításával párosult; a terület alacsony fajszáma, diverzitása és egyenletessége főként a *Solidago gigantea* és a *Calamagrostis epigeios* jelentős (összesen 60%-os) borításával magyarázható. A fajkészlet fennmaradó része is többnyire társulásközömbös vagy zavart termőhelyekre jellemző, így a természetességi érték itt a legalacsonyabb (kvázi-átlag: $-0,87$). A 15 éves nagyegyházi fenyves alatt a tájidegen fajok aránya lényegesen kisebb, de a vegetációban szintén a társulásközömbös fajok (zavarástűrők és őshonos ruderalis kompetitorok) dominálnak, a természetességi érték alig magasabb a Szőcön számítotttnál (kvázi-átlag: $-0,55$). A 20 éves sáscai fenyves aljnövényzetének fajszáma, diverzitása és egyenletessége a legmagasabb. A zavarástűrő és társulásközömbös fajok mellett itt már számottevő a lomberdei fajok részesedése. A ruderalis és adventív kompetitorok még jelen vannak, de a szociális magatartás típusok közül már a generalisták uralkodnak, hozzájárulva egy sokkal kedvezőbb természetvédelmi-érték spektrum kialakulásához (a természetesség kvázi-átlaga: $2,18$).

A növekvő fenyőborítás az aljnövényzet borításának és fajszámanak csökkenését eredményezte, a diverzitásban viszont nem tapasztaltunk változást. Bizonyos fajok jól tolerálták a feketefenyő magas, 70% feletti borítását (pl. *Agrimonia eupatoria*, *Brachypodium sylvaticum*, *Clinopodium vulgare*, *Dactylis glomerata*, *Quercus cerris*), mások viszont csak a kevésbé záródó állományrészekben voltak jellemzők (pl. *Fragaria vesca*, *Galium mollugo*, *Leucanthemum vulgare*, *Prunella vulgaris*, *Veronica chamaedrys*). A fenyőborítás és az aljnövényzet diverzitása közötti összefüggés hiánya azzal magyarázható, hogy az alacsony fenyőborítású kvadrátok túlnyomó részében a *Calamagrostis epigeios* és a *Solidago gigantea* jelentős elszaporodása számottevően csökkentette az egyenletességet és a diverzitást.

A természetes gercesei *Quercetum petraeae-cerris* társulásokból BARINA felvételei szerint lényegében hiányoznak az őshonos ruderalis és adventív kompetitorok, valamint a természetes pionírok, a társulásközömbös fajok helyett jelentős részben lomberdei fajokat találunk (ezek a fajkészlet 59%-át, a borítás 74%-át teszik ki). Szociális magatartás típusukat tekintve e fajok főként a specialisták (*Helleborus dumetorum*), a természetes kompetitorok (pl. *Festuca heterophylla*, *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Stellaria holostea*) és a generalisták közül kerülnek ki (pl. *Astragalus glycyphyllos*, *Dactylis polygama*, *Galeopsis pubescens*, *Polygonatum latifolium*), kialakítva egy magasabb természetességi értéket. A Raunkiaer-spektrumban a phanerophyták (pl. *Cornus mas*, *Euonymus europaeus*, *Sorbus torminalis*, *Fraxinus ornus*) száma és csoporttömege meghaladja a rekultivált területre megállapított értéket, a gyomfajok alárendelt szerepének köszönhetően pedig a therophyták részesedése csekély. Feltűnő a geophyta fajok csoporttömegei közti különbség is. A cseres-tölgyesekben a geophyták 14,5%-os borításarányt képviselnek (pl. *Arum orientale*, *Corydalis cava*, *Dentaria bulbifera*, *Ficaria verna*, *Galium odoratum*, *Polygonatum latifolium*, *Symphytum tuberosum*). E fajok a rekultivált területen nem találhatók meg, az itt megjelenő (2,6% csoporttömegű) három geophyta

faj adventív (*Asclepias syriaca*) vagy őshonos ruderalis kompetitor (*Cirsium arvense*, *Elymus repens*).

Hasonló különbségek jelennek meg a bakonyi fenyőállományok (Szóc és Sáska) és a felsőnyírádi cseres–tölgyes aljnövényzetének összehasonlításakor. A cseres–tölgyesben az alacsony természetességi értékű fajok szerepe kicsi, a csoporttömeg felét a – többségükben tölgyerdei – generalisták teszik ki (pl. *Carex michelii*, *Lathyrus niger*, *Symphytum tuberosum*, *Polygonatum odoratum*). A specialisták csoporttömege mindkét bauxitfejtőben jelentéktelen, a felsőnyírádi erdőben azonban borításarányuk közel 27% (pl. *Asphodelus albus*, *Carex montana*, *Euphorbia angulata*, *Potentilla alba*). Utóbbi állományból szinte hiányoznak a hemitherophyta és therophyta életformák, viszont magas a phanerophyták aránya (pl. *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*). Ez esetben is feltűnő a geophyta életforma igen alacsony részesedése a rekultivált területeken. SZODFRIDT és TALLÓS (1964) 15 geophyta fajt rögzített (pl. *Neottia nidus-avis*, *Ornithogalum umbellatum*, *Polygonatum odoratum*, *Pteridium aquilinum*, *Symphytum tuberosum*), közel 4% csoporttömeggel. Szócön csak három geophyta fordult elő (0,9% csoporttömeg), melyek ráadásul természetes zavarástűrők (*Equisetum arvense*, *Tussilago farfara*) vagy ruderalis kompetitorok (*Cirsium arvense*). Sáskán a *Cirsium arvense* mellett az *Allium flavum* fordult elő, együttesen 0,1% csoporttömeggel.

A feketefenyő állományok korának növekedésével aljnövényzetükben jellegzetes változások figyelhetők meg. A társulásközömbös, valamint a zavart termőhelyek fajai (főként őshonos ruderalis és tájidegen kompetitorok) aránya csökken, a magasabb természetességi értékű specialisták, természetes kompetitorok és generalisták aránya pedig általában növekszik. A lomberdei fajok fokozatos térhódítása is megfigyelhető: borításarányuk 2,5%-ról 29,5%-ra nő. Ez az arány ugyanakkor még a 20 éves sáskai területen is messze elmarad a természetes cseres–tölgyesek aljnövényzetére kiszámított, 73–74% körüli csoporttömegektől. A gercsei és bakonyi cseres–tölgyesek konstans lágyszárú fajainak (KEVEY 2008) egy része megtalálható a feketefenyvesekben (pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Fragaria vesca*, *Galium aparine*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*), míg más fajok hiányoznak (pl. *Alliaria petiolata*, *Campanula persicifolia*, *Dactylis polygama*, *Geranium robertianum*). A hemitherophyta és therophyta fajok a rekultivált területeken idővel visszaszorulnak. Hasonló folyamat zajlott le aljnövényzeti tűzön átesett feketefenyvesben is, ahol a kezdetben tömegesen megjelenő egyéves fajok néhány év alatt jelentősen visszaszorultak (TAMÁS 2001b). Ugyanakkor a rekultivált bányák fenyveseiben a geophyták aránya később sem mutatott növekedést, és a néhány megjelenő faj is csak a zavarástűrő vagy a társulásközömbös csoporthoz tartozott. A cseres–tölgyeseknek általában nincs jellegzetes kora tavaszi aszeptusa, a Dunántúli középhegység cseres–tölgyeseiben azonban gyakori az ehhez tartozó fajok elszaporodása (pl. *Allium ursinum*, *Arum orientale*, *Corydalis* spp., *Dentaria bulbifera*, *Ficaria verna*, *Gagea lutea*, *Scilla vindobonensis*) (BARINA ined., BARINA 2006, KEVEY 2008). Védett fajokat sem találtunk mintaterületeinken, holott a környező természetes állományokban számos képviselőjük gyakorinak tekinthető (pl. *Cephalanthera longifolia*, *Dictamnus albus*, *Orchis purpurea*, *Pulmonaria angustifolia*, *Scutellaria columnae*) (BARINA ined., SZODFRIDT és TALLÓS 1964, BARINA 2006, KEVEY 2008).

A cseres–tölgyesek ernyős felújító vágása után kialakuló vegetáció (CSONTOS 1996) szintén szignifikánsan eltér a rekultivált bauxitfejtők aljnövényzetétől. A regenerációs szukcesszió II. (4–11 éves) stádiumában nincsenek sem adventív fajok (Szócön ezek csoporttömege közel 52%), sem természetes pionírok, az őshonos ruderalis kompetitorok kö-

zül pedig csak a *Calamagrostis epigeios* terjedt el. A generalista fajok (pl. *Brachypodium sylvaticum*, *Clinopodium vulgare*, *Galium schultesii*, *Fragaria moschata*, *Viola cyanea*) csoporttömege közel háromszorosa a szöci értéknek, a különbség azonban a természetes kompetitorok esetén igazán jelentős: relatív borításuk Szöcön 0,5%, a regenerálódó cseres-tölgyes aljnövényzetben viszont a legnagyobb csoporttömeget (37,6%) adják (pl. *Brachypodium pinnatum*, *Festuca heterophylla*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Stellaria holostea*). A specialisták közül a bauxitfejtőben csak a *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederæ* néhány egyede fordult elő, a regenerációs szukcesszió során azonban számos faj megjelent (pl. *Lathyrus vernus*, *Lithospermum purpureo-coeruleum*, *Potentilla alba*, *Vicia cassubica*; csoporttömegük: 2,5%). A Raunkiaer-eloszlásból ez esetben is kitűnik a geophyta fajok (pl. *Carex tomentosa*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Symphytum tuberosum*) lényegesen magasabb csoporttömege a regenerálódó cseres-tölgyes aljnövényzetben, valamint a therophyta fajok alacsony borítása. A borítás 62%-át már ebben a viszonylag korai szukcessziós stádiumban is a lomberdei fajok, nem pedig a zavart termőhelyek növényei adják.

A 15 és 20 éves rekultivált területeket (Nagyegyháza és Sáska) a regenerációs szukcesszió III. (12–21 éves) stádiumával (CSONTOS 1996) összehasonlítva a különbségek sok szempontból hasonlóak, az eltérés a fiatalabb nagyegyházi állományt tekintve jelentősebb, mint az idősebb sáskai terület esetén. A regenerálódó cseres-tölgyes aljnövényzetben a specialista (pl. *Lathyrus vernus*, *Helleborus purpurascens*), természetes kompetitor (pl. *Carex pilosa*, *Poa nemoralis*) és generalista fajok (pl. *Centaurea stenolepsis*, *Convallaria majalis*) aránya szintén magasabb, az alacsony természetességi értékű őshonos ruderalis kompetitorok (*Calamagrostis epigeios*) csoporttömege pedig alacsonyabb, mint a rekultivált területeken. A Raunkiaer-spektrumban – a rekultivált területekhez képest – kiemelkedően nagy (11%) a geophyta fajok aránya (pl. *Asperula odorata*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Symphytum tuberosum*), valamint alacsonyabb a hemitherophyták és therophyták csoporttömege. A cönoszisztematikai besorolás eloszlásából látható, hogy a területen a lomberdei fajok dominálnak (a fajkészlet 52%-át, illetve a csoporttömeg 79%-át adják), a társulásközömbös fajok, de főként a zavart termőhelyek növényei – a rekultivált bauxitfejtésekkel összehasonlítva – visszaszorulnak. A cseres-tölgyes aljnövényzet regenerációs szukcessziójakor a védett növényfajok már a II. stádiumban is megtalálhatóak voltak (pl. *Doronicum hungaricum*, *Iris graminea*, *Lilium martagon*, *Lychnis coronaria*), számuk a III. stádiumban tovább gyarapodott (pl. *Cephalanthera longifolia*, *Epipactis helleborine*, *Neottia nidus-avis*) (HORVÁTH és CSONTOS 1992, CSONTOS 1996).

A feketefenyővel rekultivált bauxitfejtéseken hasonló szukcessziós folyamatok játszódnak le, mint a cseres-tölgyesek regenerációja során: a ruderalis kompetitorok és más zavarástűrők csoporttömege csökken, a generalista, természetes kompetitor és specialista fajok borítása (így a társulások természetessége is) növekszik. Nő a lomberdei (főként tölgyes-) fajok aránya, visszaszorulnak a zavart termőhelyek növényei és a társulásközömbös fajok. E változások azonban a feketefenyvesek alatt lassabban vagy csak részben játszódnak le, a rekultivált területek növényzetének természetessége minden esetben elmarad a regenerációs szukcesszió korban megfelelő stádiumában megfigyelhetőtől. A külfejtéseken tömegessé válhatnak az adventív fajok, a természetes lomberdei fajok dominanciája lassabban és kisebb mértékben nő, és a tölgyesek konstans fajainak nagy része (különösen a specialisták) még 20 évvel a rekultiváció után sem jelenik meg.

A tölgyesek geophytáit a rekultivált területeken nem találhatjuk meg, a védett fajok pedig szintén hiányoznak.

Figyelembe kell azonban vennünk, hogy a fajok kolonizációját a rekultivált területeken jelentősen gátolhatja a szaporító propagulumok hiánya, melyek az ernyős felújító vágás után regenerálódó területen valószínűleg jelen voltak (túlélő példányok, magbank, rizómák stb.), a külfejtéseken azonban mindenképpen hiányoztak. A feketefenyő hatásának alaposabb megismeréséhez a rekultivált területek hosszú távú vegetációdinamikai monitorozása lenne szükség, fizikai rekultiváción átesett, de fenyőtelepítéstől mentes külfejtések kontrollterületként történő bevonása mellett. Eredményeink alapján mindenestre vélelmezhető a feketefenyő szukcessziót lassító hatása a rekultivációs alkalmazás során, ezért újabb állományok létesítése csak akkor indokolt, ha a termőhelyi viszonyok (vízgazdálkodás, tápanyagszolgáltató-képesség) más faj telepítését kezdetben nem teszi lehetővé. A korábbi rekultivációk során létesített, illetve a jövőben telepítésre kerülő feketefenyveseket nem szabad vágásérzettség fenntartandó állományoknak tekintenünk. A telepítések egyes területeken védelmi szempontból hosszabb-rövidebb ideig fontosak lehetnek a víz- és szélerózió megakadályozása révén, helyükön azonban a természetes vegetáció mielőbbi restaurálása a cél.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk Barina Zoltánnak a növényfajok meghatározásában nyújtott segítségéért, valamint a cseres-tölgyes állományokban gyűjtött cönológiai adatok rendelkezésünkre bocsátásáért. Cseresnyés Erikát szintén a fajok azonosításáért és a kézirat javításáért illeti köszönet. A kézirat gondos lektorálásáért és a jobbító észrevételekért Tamás Juliának tartozunk köszönettel. Szakács István és Kercselics Balázs (Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt.), valamint Hartdégen Mátyás (Vértesi Erdészeti és Faipari Zrt.) az erdőállományokra vonatkozó értékes információkkal segítették munkánkat.

Irodalom

- BARANYI K. 1986: Tapasztalatok szeméttelpek fásításával. *Az Erdő* 35(6): 276–279.
- BARINA Z. 2006: A Gerecse hegység flórája. Rosalia - 1. kötet. Magyar Természettudományi Múzeum, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatósága, Budapest.
- BÉRES Cs. Z. 2004: A térinformatika szerepe a rekultivációban. *Acta Agraria Kaposváriensis* 8(3): 11–24.
- BÓDIS J. 1993: A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. I. Texturális változások. *Botanikai Közlemények* 80(2): 129–139.
- BORHIDI A. 1956: Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Botanikai Közlemények* 46(3–4): 275–285.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. *Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs.*
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2004: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájékológiai lapok* 2(2): 231–252.
- CSERESNYÉS I., SZÉCSY O., CSONTOS P. 2011: Fire risk of Austrian pine (*Pinus nigra*) plantations under various temperature and wind conditions. *Acta Botanica Croatica* 70(2): 157–166.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2012: Soil seed bank of the invasive *Robinia pseudoacacia* in planted *Pinus nigra* stands. *Acta Botanica Croatica* 71(2): 249–260.
- CSONTOS P. 1996: Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. *Scientia Kiadó, Budapest.*
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1998: A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása, *Scientia Kiadó, Budapest.* pp. 183–196.

- FEJÉR I. 1960: Hasznosítsuk a meddőhányókat! *Az Erdő* 9(6): 217–219.
- FETTWEIS U., BENS O., HÜTTL R. F. 2005: Accumulation and properties of soil organic carbon at reclaimed sites in the Lusatian lignite mining district afforested with *Pinus* sp. *Geoderma* 129(1–2): 81–91.
- FILCHEVA E., NOUSTOROVA M., GENTCHEVA-KOSTADINOVA S., HAIGH M. J. 2000: Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering* 15(1–2): 1–15.
- GHIMESSY L. 2003: Az erdőtűz-kárról. *Erdészeti Lapok* 138(3): 81–82.
- HORÁNSZKY A. 1996: Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénán. *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 5–19.
- HORVÁTH Gy. 2002: Veszélyes ipari hulladékok rekultivációja erdősítéssel. *Erdészeti Lapok* 137(1): 17–19.
- HORVÁTH F., CSONTOS P. 1992: Thirty-year changes in some forest communities of Visegrádi Mts., Hungary. In: TELLER A., MATHY P., JEFFERS J. N. R. (eds.): *Responses of forest ecosystems to environmental changes*, Elsevier Applied Science, London. pp. 481–488.
- HUTCHESON K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154.
- KÁROLY F., LEGEZA M., STUBÁN Z. 2006: Az iharkút-németbányai külfejtések rekultivációja. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 139(6): 31–37.
- KEVEY B. 2008: Magyarország erdőtársulásai. *Tilia* 14: 3–489.
- KOLTAY A. 1999: A hazai fenyőállományok egészségi állapota. *Erdészeti Lapok* 134(1): 15–16.
- KOVÁCS B. 1998: A külfejtéses bauxittermelést követő rekultiváció eredményei a Dunántúli-középhegységben. *Földrajzi Értesítő* 47(2): 197–207.
- MAAREL E. VAN DER 2007: Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment – Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science* 18(5): 767–770.
- MeSzH 2012: Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Erdészeti Igazgatósága. Magyarország erdőállományai.
- MILETIĆ Z. D., STEFANOVIĆ T. P., STAJIĆ S. A., ČOKEŠA V. M., RADULOVIĆ Z. B. 2011: Effect of forest plantations on erodibility of reclaimed lignite mine soils. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(4): 987–992.
- NOVÁK S. 2007: Bauxitbányászat a Gerecse térségében, Bicske környékén. *Bányászati és Kohászati Lapok – Bányászat* 140(6): 29–33.
- PAPP T. 1982: Környezetvédő fásítás a Pécsi Hőerőmű zagytaván. In: SZEGI J. (szerk.): *Rekultiváció, Mátraaljai Szénbányák Vállalat, Gyöngyös*. pp. 249–258.
- PRATAS J., PRASAD M. N. V., FREITAS H., CONDE L. 2005: Plants growing in abandoned mines of Portugal are useful for biogeochemical exploration of arsenic, antimony, tungsten and mine reclamation. *Journal of Geochemical Exploration* 85(3): 99–107.
- RICHARDSON D. M. (ed.) 1998 *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZEGI J. 1985: A rekultiváció néhány talajtani kérdése. In: BENESÓCZKY J., LEÖLKES S. L. (szerk.): *A rekultiváció és a vele foglalkozó kutatások helyzete Magyarországon*, Agroiinform, Budapest. pp. 25–31.
- SZERÉMY P. 1981: Felhagyott bányaterületek erdősítésének lehetősége a Mecsekben. *Az Erdő* 30(5): 228–230.
- SZODFRIDT I., TALLÓS P. 1964: A felsőnyírádi erdő cseres-tölgyesei. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 2: 423–435.
- TAMÁS J. 2001a: A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 75–85.
- TAMÁS J. 2001b: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés, ELTE, Budapest.
- TÓTH S., KRISZTIÁN J. 1985: Az újrahásznosítást biztosító rekultivációs módszerek jellemzése a kutatási és gyakorlati eredmények alapján. In: TÓTH S. (szerk.): *Károsodott és technogén területek rekultivációja és hasznosítása*, ERTI – GATEKI, Budapest – Kompolt. pp. 77–131.
- TÖRÖK K., BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I., NÉMETH I., KISS J., MIHÁLY B., MAGYAR D. 2003: Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5(4): 349–356.

VEGETATIONS OF ABANDONED OPEN-PIT BAUXITE MINES RECLAIMED
WITH AUSTRIAN PINE – A NATURE CONSERVATION ASSESSMENT

I. CSERESNYÉS and P. CSONTOS

Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research,
Hungarian Academy of Sciences; H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: cseresnyes.imre@rissac.hu**Keywords:** Austrian pine, bauxite mines, coenological succession, naturalness value, reclamation

Coenological studies of the herb-layer vegetation in abandoned open-pit bauxite mines reclaimed with Austrian pine (*Pinus nigra*) were executed in Gerecse Mts. (Nagygyháza) and Bakony Mts. (Sáska and Szóc). The three Austrian pine stands represented different ages (Szóc: 6 years; Nagygyháza 15 years; Sáska 20 years), thus, they were regarded a successional chronosequence. By pointing 10 m by 10 m quadrats, percentage cover of herb-layer species, the cover of Austrian pine as well as the species number, cover and Shannon-diversity of herb-layer vegetation were determined concerning each quadrat and sample area. We studied the effect of pine cover on species number, diversity and cover of herb-layer vegetation. Based on species-cover values, group distributions of social behaviour types, Raunkiaer life-forms and phytosociological groups (BORHIDI 1993) were calculated for characterizing the vegetation of the study sites. Group distributions were statistically compared by performing homogeneity tests. The quasi-mean naturalness value of the vegetation was calculated for each sampling site, regarding to the group distribution of social behaviour types and the naturalness values of constituting species. We examined the differences and similarities between the vegetation of the studied reclaimed mines and the vegetation of (1) the potential climax association (*Cotino-Quercetum pubescentis*) of the area, and (2) vegetation of young forest stands developed through regenerative succession in a similar habitat and during comparable time-span to that of the reclaimed mine sites, but without any effect of Austrian pine.

Great differences were shown among the vegetations developed in the study areas. These differences were reflected in the dominant species and the Shannon-diversity as well as in the significant differences found among the distributions of the examined plant-trait spectra. Disturbance-tolerant species (chiefly *Calamagrostis epigeios* and *Solidago gigantea*) were dominant in the herb-layer of the youngest pine stand (Szóc), became subdominant in the middle-aged plantation (Nagygyháza) and represented low cover ratio in the oldest stand (Sáska). In parallel with the descending cover of disturbance-tolerant species, cover ratio of the natural flora's species gradually increased, resulting in the higher diversity and naturalness value of the vegetation. The increasing canopy cover of Austrian pine reduced the species number and total cover of the herb layer, but did not have any affect on Shannon-diversity. We observed the disappearance of several plant species from the high pine-cover quadrats. The flora of the reclaimed mines differed significantly from both the potential vegetation type of the areas and from the associations developed through regenerative succession followed the clear-cutting of oak forests. The vegetation of the reclaimed bauxite mines had lower naturalness: the relative abundance of disturbance-tolerant and indifferent species (mainly of the indigenous and alien ruderal competitors) was higher, but the ratio of the natural broad-leaved forest species (mainly of the specialists) was smaller than in the potential vegetation. Similar differences were observable in case of the flora of the bauxite mines was compared with the same-age stage of regenerative succession of sessile oak – Turkey oak forests. Both the supplantation of weeds and the spreading of natural competitors were slower under the pine canopy; geophytes of oak forests and protected species were absent even from the herb layer of the oldest Austrian pine stand. Lack of the appropriate propagule sources in the reclaimed areas are probably contributed to the unfavourable influence of Austrian pine exerting on the regenerative succession. In the reclamation areas, the early restoration of the native flora should be aimed instead of maintaining the alien pine plantations.

1. melléklet A feketefenyővel rekultivált bauxitfejtőkben készített cönológiai felvételek.

A kvadrátok kódolása (első sor) az 1. táblázatot követi. A számadatok %-os borítást képviselnek, „+” értéket az 1%-nál kisebb borítású fajok kaptak.

Appendix 1. Phytosociological relevés of the open-pit bauxite mines reclaimed with Austrian pine. Codes of the quadrats are the same as in Table 1. Values represent percentage cover of the species, „+” was used to indicate cover lower than 1%.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
A szint															
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	0	2	0	0	0	0	0
<i>Populus alba</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
B szint															
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0	0	0
<i>Carpinus betulus</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clematis vitalba</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	+	+	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	1	2	1	2
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0	0	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euonymus verrucosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fraxinus ornus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ligustrum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	1	0	2
<i>Populus alba</i>	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i>	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	+	1	0	+
<i>Pyrus pyraister</i>	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	2	+	+	0	+
<i>Quercus cerris</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	+	0	0
<i>Quercus petraea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosa canina</i>	0	0	0	0	+	0	0	2	0	0	+	+	0	+	+
<i>Salix caprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3
<i>Ulmus minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
C szint															
<i>Acer campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Achillea collina</i>	1	1	+	+	+	1	1	2	+	+	2	+	1	+	+
<i>Achillea nobilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0

1. melléklet folytatása
Contd. Appendix 1.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Achillea ochroleuca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0
<i>Acinos arvensis</i>	+	0	0	+	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Agrimonia eupatoria</i>	0	0	+	+	1	+	0	+	+	0	2	+	+	4	+
<i>Ajuga genevensis</i>	0	+	+	0	0	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0
<i>Allium flavum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0	0	0	0	0	+	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anagallis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Anthemis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	0	0	+	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arabis auriculata</i>	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Arabis hirsuta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	+	+	0	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0	0	0	0	0	+	1	+	0	1	4	+	+	1	0
<i>Artemisia alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	+	0	+	+	+	0	0	0	0	+	0	+	0	+	0
<i>Asclepias syriaca</i>	0	0	0	0	0	+	0	+	0	3	0	0	0	0	0
<i>Asperula cynanchica</i>	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	+	+	0	1	+
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+	+	+	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Astragalus onobrychis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10	25	15	15
<i>Briza media</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Bromus erectus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Bromus hordaceus</i>	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bromus inermis</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis epigeios</i>	5	15	10	15	15	20	5	60	5	10	25	2	10	5	8
<i>Calamintha sylvatica</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0

1. melléklet folytatása

Contd. Appendix 1.

	Szőlő (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Campanula glomerata</i>	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Campanula patula</i>	+	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex humilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Carex spicata</i>	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Carlina biebersteinii</i>	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0
<i>Centaurea biebersteinii</i>	0	0	1	0	0	+	+	1	0	+	+	0	+	2	+
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Centaureum erythraea</i>	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Cerastium arvense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Cerinthe minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaerophyllum temulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrilla juncea</i>	0	+	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Cichorium intybus</i>	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	+	+	0	3	0
<i>Cirsium arvense</i>	+	+	+	+	1	+	+	1	0	+	+	+	+	0	0
<i>Cirsium eriophorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	+	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0
<i>Clinopodium vulgare</i>	+	+	+	+	1	0	0	0	+	0	1	+	+	8	2
<i>Convolvulus arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Conyza canadensis</i>	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+	0	+	0	0	0
<i>Dactylis glomerata</i>	5	2	+	+	1	+	0	1	+	+	6	1	1	1	+
<i>Daucus carota</i>	3	1	+	0	0	1	1	1	1	+	+	+	1	3	+

1. melléklet folytatása
Contd. Appendix 1.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Dianthus gig. ssp. pontederæ</i>	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Dipsacus laciniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	+	+	+	0
<i>Elymus repens</i>	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Epilobium tetragonum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erigeron acer</i>	0	0	0	0	0	+	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Erigeron annuus</i>	8	5	3	1	5	1	1	2	+	1	+	0	+	1	0
<i>Erodium cicutarium</i>	+	0	+	+	0	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Eryngium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0	0	+	0	0	+	0	0	0	+	+	0	0	+	0
<i>Euphorbia glareosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Euphrasia tatarica</i>	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falcaria vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Festuca rupicola</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	+	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Fragaria vesca</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	15	15	15	15	20
<i>Fraxinus ornus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	+	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium mollugo</i>	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	3	+	1	2	+
<i>Galium verum</i>	1	+	1	+	1	0	0	0	0	0	+	0	0	3	+
<i>Hieracium cymosum</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hieracium pilosella</i>	0	0	0	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	2
<i>Holcus lanatus</i>	3	2	2	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	+	0	+	+	+	0	1	+	+	0	+	0	+	+
<i>Inula britannica</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Inula conyza</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	0	0

1. melléklet folytatása

Contd. Appendix 1.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Koeleria cristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lepidium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	+	+	+	+	0	+	+	+	0	0	+	+	+	+	0
<i>Linaria vulgaris</i>	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	0	0	2	0
<i>Lotus corniculatus</i>	+	1	+	+	+	2	+	1	0	+	+	1	+	1	0
<i>Medicago lupulina</i>	6	6	8	4	1	+	1	2	+	+	2	1	1	1	3
<i>Medicago minima</i>	2	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica ciliata</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melica uniflora</i>	0	0	0	0	0	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melilotus officinalis</i>	2	0	+	+	+	+	0	0	0	+	+	+	1	0	0
<i>Molinia arundinacea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	1
<i>Mycelis muralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Myosotis arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Odontites rubra</i>	+	+	1	+	0	+	0	0	0	+	+	0	0	0	0
<i>Origanum vulgare</i>	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	+	0	+	+	0
<i>Papaver rhoeas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	+	0
<i>Pastinaca sativa ssp. pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0
<i>Petrorhagia prolifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	+	0
<i>Phleum phleoides</i>	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Picris hieracioides</i>	2	1	1	0	1	+	1	0	0	1	+	+	+	1	+
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	1	0
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	0	0	0	+	+	1	0	+	1	1	1	1	+
<i>Plantago major</i>	0	0	0	0	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa annua</i>	0	0	0	0	0	+	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poa compressa</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0

1. melléklet folytatása
Contd. Appendix 1.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Poa nemoralis</i>	+	0	+	0	0	0	0	2	+	0	0	+	+	0	0
<i>Poa pratensis</i>	+	+	+	+	0	+	+	+	0	+	+	0	0	+	0
<i>Populus alba</i>	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla alba</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Potentilla argentea</i>	0	+	0	0	0	+	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Potentilla recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Primula veris</i>	0	0	+	+	+	0	0	+	0	+	0	0	0	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	0	0	0	0	1	+	+	0	0
<i>Quercus cerris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	+	+
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	0	0	+	+	+	0	0	+	0	0	+	+	+	+	0
<i>Reseda lutea</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	+	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Rosa canina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Salvia austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Salvia nemorosa</i>	0	+	0	1	+	+	0	+	0	0	2	0	0	1	0
<i>Salvia pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0	0	+	0
<i>Sambucus ebulus</i>	0	0	2	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sanguisorba minor</i>	+	+	+	+	+	0	0	+	0	0	+	+	+	1	+
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+	+	+	+	+	+	+	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Scorzonera austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Securigera varia</i>	+	+	+	0	0	0	0	1	0	0	1	4	3	4	1
<i>Seseli hippomarathrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0
<i>Setaria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene latifolia</i>	+	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silene viscosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0
<i>Silene vulgaris</i>	0	0	0	+	0	0	+	+	0	0	0	0	0	+	0
<i>Solidago gigantea</i>	40	45	60	55	40	10	5	0	0	4	15	12	0	3	1
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0

1. melléklet folytatása

Contd. Appendix 1.

	Szőc (6 éves)					Nagyegyháza (15 éves)					Sáska (20 éves)				
Fajnév	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	C1	C2	C3	C4	C5
<i>Taraxacum officinale</i>	+	+	+	+	0	+	+	+	+	0	0	+	+	0	0
<i>Tragopogon dubius</i>	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Trifolium alpestre</i>	4	4	4	6	5	0	0	0	0	0	4	+	3	15	2
<i>Trifolium campestre</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	+	1	0	1	0
<i>Trifolium pratense</i>	15	3	1	4	8	0	0	+	0	0	1	0	0	+	+
<i>Trifolium repens</i>	10	5	3	5	2	0	+	+	0	0	2	2	1	2	+
<i>Tussilago farfara</i>	1	+	+	+	1	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum phlomoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Verbascum speciosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Verbascum thapsus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Verbena officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	+	+	0	+	0	0	+	0	0	0	0	0	+	0
<i>Veronica officinalis</i>	0	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0
<i>Veronica triphyllos</i>	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Vicia lathyroides</i>	+	+	+	0	+	0	0	0	0	0	+	0	0	+	0
<i>Vicia sepium</i>	0	0	0	+	1	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0
<i>Vicia tenuifolia</i>	0	0	2	0	0	0	1	0	0	+	0	+	+	+	+
<i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0
<i>Viola cyanea</i>	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	+	+	0	+	+
Összes borítás (%)	95	95	97	98	90	45	20	90	8	30	95	55	70	90	55
Fajszám	42	48	60	54	50	47	38	71	19	44	72	44	47	80	33

BIODÍZEL-EREDETŰ MELLÉKTERMÉK HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA A PARLAGFŰ (*AMBROSIA ARTEMISIIFOLIA* L.) CSÍRÁZÁSÁRA TENYÉSZEDÉNYES KÍSÉRLETBEN

CSONTOS Péter¹, POCSAI Károly²

¹ Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet
1022 Budapest, Herman O. út 15.; e-mail: csontos.peter@agrar.mta.hu

² Nyugat-Magyarországi Egyetem, Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar,
Növénytermesztési Tanszék, 9200 Mosonmagyaróvár, Vár 2.

Kulcsszavak: biodízel-melléktermék, csírázás, herbicid-hatás, parlagfű

Összefoglalás: Vizsgálataink során a biodízel-gyártás melléktermékeként keletkező szappanos olaj (SZO) hatását vizsgáltuk a parlagfű csírázására. A kezeléseket háromféle dózisban (2500, 5000 és 10000 liter/Ha) alkalmaztuk, felületarányosan, tenyészedényes kísérletben. A kezelések mellé azonos eredetű talajjal feltöltött, de SZO kezelésben nem részesített kontroll csoportot is beállítottunk. A hidegkezelésen is átesett parlagfű kaszatok csírázását 40 napon keresztül vizsgáltuk.

Eredményeink szerint a parlagfű mind a négy vizsgált talajmintán (3 kezelés és 1 kontroll) csírázott, de a csírázás sikeressége nem volt azonos az egyes talajmintákra vonatkozóan. A legtöbb csíranövényt a kontroll-, a legkevésbé a 2500 l/Ha SZO dózisú kezelésnél figyeltük meg. A talajminták a kaszatok csírázási sikere szerint a $2500 < 10000 < 5000 < \text{kontroll}$ sorrendbe állíthatók. A sor két végén álló talajok között (2500 l/Ha, illetve kontroll) a parlagfű csírázási sikere tekintetében erős szignifikáns eltérést mutattunk ki. A 10000 l/Ha és a kontroll talaj között kisebb mértékű, de szintén szignifikáns különbség mutatkozott. Az 5000 l/Ha SZO dózist kapott talajmintán a parlagfű csírázása „köztes” képet mutatott, semelyik más kezeléstől nem különbözött szignifikánsan.

A fentiek alapján lehetőséget látunk a SZO-oldat használatára a gyomnövények elleni küzdelemben. E cél eléréséhez a kutatás jövőbeni lépéseit ki kell terjeszteni a felhasznált ipari melléktermékben ténylegesen ható komponensek kémiai azonosítására, valamint annak vizsgálatára, hogy a természetben kívánt haszonnövények csírázására milyen hatása lehet a SZO-oldatnak.

Bevezetés

A különféle ipari hulladékok elhelyezésének, vagy másodlagos felhasználásának kérdései intenzív kutatások tárgyát képezik a fejlett országokban, így hazánkban is (KENNEDY et al. 1994, SZALAI 1998, UZINGER et al. 2007, BHATNAGAR és SILLANPAA 2010, RAUT et al. 2011). A megújuló energiaforrásnak minősülő bioüzemanyagok egyre növekvő mértékű előállítása (NAGY 2007) – amelyet EU szabályozás is támogat – mind határozottabban igényli a gyártási folyamat során keletkező melléktermékek hasznosításának megoldását.

Dolgozatunkban a repce-olajból kiinduló biodízel gyártásból visszamaradó „szappanos olaj” (SZO) utóhasznosításának egy lehetőségét vizsgáljuk. Az élelmiszeripari és más biológiai eredetű hulladékok elhelyezésének egyik gyakori módja a szántóföldi kihelyezés (RAGÁLYI és KÁDÁR 2008a,b, UZINGER et al. 2007), ami természetesen csak abban az esetben jöhet szóba, ha nincs káros hatása a talaj termőképességére. Még előnyösebb lehet a kihelyezés, ha az a felesleges anyag elhelyezésén túl valamilyen haszonnal is kecsegtet. Ezért konkrétabb célunk a SZO esetleges herbicid-hatásának megvizsgálása volt.

Tesztfajként Magyarország legveszélyesebb gyomnövényét a parlagfűvet (*Ambrosia artemisiifolia* L.) választottuk. A parlagfű 1907-ben jelent meg a korabeli Magyarország területén, és az 1920-as években indult terjedésnek a jelenlegi államhatárokon belüli tér-

ségben (CSONTOS et al. 2010). Mára szinte az egész ország területén gyomosít, közegészségügyi kártétele is közismert, és ennek megfelelően számos oldalról intenzíven kutatott az ellene való védekezés lehetősége (BÉRES et al. 2002, KISS és BÉRES 2006, KÖMÍVES et al. 2006, TAMÁS et al. 2006, KISS 2007, TÓTH és SZALAI 2007, REISINGER és KÖMÍVES 2010).

A SZO hatását a parlagfű fitomassza-produkciójára POCSAI és mtsai. (2011) vizsgálták, azonban a csírázásra gyakorolt hatás vizsgálatára tenyészedenyes kísérlet keretében eddig még nem került sor.

Anyag és módszer

A kísérletekhez felhasznált talaj a Komárom-Esztergom megyei Szákszend határából, parlagfű-mentes szántóföldről került begyűjtésre. Ezzel a talajjal 10 literes, 25 cm átmérőjű (491 cm² felületű), műanyag tenyészedenyeket töltöttünk meg (2011. október 1-én), majd rövid pihentetés után a tenyészedenyekhez 2500 liter/ha, 5000 liter/ha és 10000 liter/ha dózisokban SZO-t adagoltunk. A megfelelő dózisok bevétele felületarányosan történt 2011. október 16-án. (A SZO-folyadék összetételét részletesebben Pocsai és mtsai. (2011) ismertetik). Ezután a preparált talajok kódolt jelölést kaptak. Induló tömegüket megmértük, és azt a későbbiekben heti rendszerességgel ellenőriztük. A párolgási veszteséget – ami a fedelekkal takart tenyészedenyekben csak kis mértékű volt – megfelelő mennyiségű csapvíz hozzáadásával pótoltuk. Az öntözések közötti időszakban a cserepedés elkerülése érdekében rendszeresen ápoltuk a talaj felszínét.

A csíráztatási kísérlet elindításához 2012. április 3-án a háromféle dózissal kezelt talajjal, valamint kezeletlen, azonos eredetű kontroll talajjal 5–5 ismétlésben 8×8×10 cm-es műanyag tenyészedenyeket töltöttünk meg.

A vizsgálatokhoz szükséges parlagfű kaszatokhoz a 2011/12-es tél során, öt különböző helyről beszerzett, kereskedelmi forgalomban kapható (madáreleségként árusított) napraforgó tétel rostálásával jutottunk. Mind az öt kaszat tételből 4×50 db-os mintákat számoltunk ki, amelyeket felhasználásukig, szobahőmérsékleten, műanyag fiolákban tároltunk.

A parlagfű kaszatokat az összesen 20 db tenyészedeny felületére 2012. április 4-én vetettük el, egy tenyészedenybe 50 kaszat került. Ügyeltünk arra, hogy az egyes kezelésekhez, illetve a kontrollhoz tartozó 5–5 ismétlés mindegyikéhez más-más eredetű kaszatmintát használjunk, vagyis az öt különböző helyről beszerzett kaszat minták teljesen azonos módon, kezelésként mindig csak egy tenyészedenyben jelenjenek meg (és természetesen ugyanígy a kontrollban is). A vetést a tenyészedenyek felszínén szabályos sorban végeztük, hogy a kaszatok a lehető legnagyobb távolságokra legyenek egymástól, s így a csírázás során egymást a legkevésbé zavarják. A kaszatokat végül, a megfelelő kezelt, illetve kontroll talaj 5 mm-es rétegével takartuk, majd a tenyészedenyeket 50 ml csapvízzel megöntöztük. A fél centiméteres vetési mélység a felső határán áll a parlagfű 0,5–6,5 cm-es mélységgel jellemzett sikeres csírázási tartományának (BÉRES et al. 2005). A legtöbb mag csírázására a 2,5–3,0 cm-es mélységi zónából számíthatunk (BÉRES et al. 2005), ekkor azonban a kaszatoknak hosszabb időre van szükségük, s ezért – a kísérlet lefolytatásának gyorsítása érdekében – a fél centiméteres vetési mélység mellett döntöt-

tünk. A teljes kísérleti anyagot a következő napon (2012. április 5-én), műanyag zsákokba csomagolva hűtőszekrényben helyeztük el, ahol $+7(\pm 1)$ °C-os hőmérsékleten, 35 napig tároltuk, a kaszatok dormanciájának megtörése céljából.

A kísérlet beállítása után megmaradt kontroll talajból 645 gramnyit átmostunk 1,25 mm-es lyukbőségű szitán, majd a fennmaradt anyagot (amely az eredeti mennyiségnek mintegy tizedrészét tette ki) megszárítottuk, és ötszörös nagyítású lencse alatt átválogattuk. A vizsgálat során parlagfű kaszátot nem találtunk.

A hidegkezelés után a tenyészedenyeket az MTA ATK Herman Ottó úti telephelyének üvegházában helyeztük el, 2012. május 10-én, ahol ezt követően azokat napi rendszerességgel megfigyeltük, a szükséges mértékben öntöztük, és a csírázó egyedek számát feljegyeztük. Külön felírtuk azt is, ha rendellenes fejlődésű, torz csíranövényeket észleltünk. A későbbi csírázású egyedek gátlásának elkerülése érdekében a csíranövényeket az első lomblevélpár megjelenésekor eltávolítottuk. A tenyészedenyek megfigyelését 2012. június 18-án, (40 nap után) zártuk le, amikor már hosszabb idő óta nem jelentek meg új csíranövények.

A csírázási eredményeket a párosítható adatokra kidolgozott t-próbával vizsgáltuk (SVÁB 1981). A próbák elvégzése előtt az adatok Gauss-eloszlását Kolmogorov-Szmirnov teszttel ellenőriztük. A számításokat az INSTAT (2003) statisztikai programcsomaggal végeztük el.

Eredmények

A tenyészedenyek üvegházi elhelyezését követően a csíranövények első hulláma a negyedik-ötödik napon jelent meg. A mindösszesen elvetett ezer kaszátból 320 db (=32%) csírázott. Az egyes kaszát tételek csírázási eredményei jelentősen különböztek, 66,5% illetve 0% szélsőértékeket tapasztaltunk (1. táblázat). Az egyáltalán nem csírázó (harmadik) kaszát tételt az adatok további feldolgozásánál nem vettük figyelembe, azaz számításainkat az 1., 2., 4. és 5. ismétlés adataival végeztük el.

Az 1. táblázat és az 1. ábra mutatják a négy ismétlés átlagaként kapott, sikeresen csírázó parlagfű kaszátok számának alakulását a négy talajmintán. A legsikeresebb csírázást a kontroll talajon tapasztaltuk, átlagosan 51,5%-os értékkel. A parlagfű a 2500 l/Ha dózisu talajon csírázott a leggyengébben (33,0%), de az 5000 l/Ha és a 10000 l/Ha dózisban részesített talajokon megfigyelt értékek is csak kevéssel múlták ezt felül (39,0%, illetve 36,5%), és mindenképpen jóval elmaradtak a kontroll esetében tapasztalt csírázástól.

A szórások viszonylag nagy értékét – ami az 1. ábrán is jól megfigyelhető – az okozta, hogy az egyes parlagfű kaszát tételek jelentősen eltérő csírázóképesességgel rendelkeztek (1. táblázat). Ez a statisztikai értékelés szempontjából azt a következményt vonta maga után, hogy az általános variancia-analízis nem mutatott ki különbséget az egyes talajmintákon tapasztalt parlagfű csírázások között. Ez nincs összhangban azzal, hogy például a 2500 l/Ha dózissal kezelt és a kontroll talajpár esetében bármelyik ismétlést (kaszát tételt) vizsgálva azt látjuk, hogy a kezelt talajon rosszabbul csíráztak a kaszátok, mint amit a megfigyelhető párként (tehát ugyanazon kaszát tételre vonatkozóan) szereplő kontroll adatpár mutat (1. táblázat).

1. táblázat A parlagfű kaszatok csírázási eredményei a különböző dózisú „szappanos olajjal” kezelt talajokon, tenyészedényes kísérletben. (Kaszat 1, kaszat 2, stb, a különböző eredetű parlagfű kaszat tételeket jelöli.)
 Table 1. Germination results of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) achenes on soils treated with different concentrations of biodiesel-derived by-product in pot experiments. (Kaszat 1, kaszat 2, etc, indicates the applied five achene portions of different origin.)

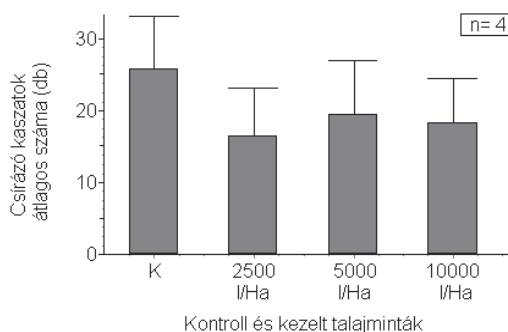
	Kezelt talajminták és kontroll								Kaszat tételek átlagos csírázása
	Kontroll		2500 l/Ha		5000 l/Ha		10000 l/Ha		
	db	%	db	%	db	%	db	%	
kaszat 1	33	66	21	42	36	72	25	50	57,5
kaszat 2	41	82	32	64	28	56	32	64	66,5
kaszat 3	0	0	0	0	1?	0	0	0	0,0
kaszat 4	7	14	2	4	8	16	5	10	11,0
kaszat 5	22	44	11	22	6	12	11	22	25,0
átlag*	25,75	51,5	16,5	33,0	19,5	39,0	18,25	36,5	

*= Az átlagok kiszámításánál a 3. kaszat tétel adatait nem vettük figyelembe.

*= Data of „kaszat 3” were not considered in the calculations of averages.

1. ábra A csírázó parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) kaszatok átlagos száma és a standard hiba mértéke a három különböző dózisú SZO-kezelt, valamint a kontroll talajmintán.

Figure 1. Average number of germinated achenes of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) on soils with three different treatments of biodiesel-derived by-product and on control soils, in pot experiments. Vertical lines indicate standard deviation.



Ennek megfelelően – kihasználva adataink belső strukturáltságát – a továbbiakban a párosítható adatok elemzésére kifejlesztett t-próbát alkalmaztuk. A próbák eredményeit a 2. táblázat mutatja be. Látható, hogy a magas „r²” értékek igazolták a adatpárosítások hatékonyságát és alátámasztották a párosított t-próba alkalmazását. Szignifikáns eltérés két esetben mutatkozott: a kontroll és a 2500 l/Ha, valamint a kontroll és a 10000 l/Ha SZO-dózisú talajpárok esetében.

Ha a parlagfű csírázásának sikeressége szerinti növekvő rendbe állítjuk a talajokat, akkor a 2500^a (33%) < 10000^a (36,5%) < 5000^{ab} (39%) < kontroll^b (51,5%) sorozat adódik. (Zárójelben a csírázási százalékok szerepelnek, az alkalmazott SZO dózis számértékének felső indexében pedig a statisztikailag értelmezett csoportok szokásos jelöléseit alkalmaztuk, ahol azonos betűk az azonos csoporthoz tartozást jelölik.)

2. táblázat A különböző dózisu szappanos olajjal kezelt és a kontroll talajmintákra vonatkozó parlagfű

(*Ambrosia artemisiifolia*) kaszat csírázási adatokkal elvégzett párosított *t*-próbák eredményei.

**= erősen szignifikáns eltérés ($p < 0,01$); *= szignifikáns eltérés ($p < 0,05$); ns= nem szignifikáns eltérés.

Table 2. Results of statistical evaluations (*t*-test) on germination success of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) achenes, observed on soils treated with different concentrations of biodiesel-derived by-product. **= significant difference at $p < 0.01$; *= significant difference at $p < 0.05$; ns= not significant.

Az összehasonlított talajpárok	Ismétlések (adatpárok) száma	Átlagos csírázás a két talajon (50 kaszattból)	<i>p</i> -érték; és szignifikancia	A párosítás hatékonyságára utaló determinációs együttható (r^2)
kontroll vs. 2500 l/Ha	4	25,75 vs. 16,50	0,0094; **	0,9671
kontroll vs. 5000 l/Ha	4	25,75 vs. 19,50	0,2854; ns	0,6197
kontroll vs. 10000 l/Ha	4	25,75 vs. 18,25	0,0305; *	0,9479
2500 l/Ha vs. 5000 l/Ha	4	16,50 vs. 19,50	0,5693; ns	0,6051
2500 l/Ha vs. 10000 l/Ha	4	16,50 vs. 18,25	0,1881; ns	0,9752
5000 l/Ha vs. 10000 l/Ha	4	19,50 vs. 18,25	0,7581; ns	0,7508

Rendellenes fejlődésű csíranövények aránylag kis számban, de azért nem elhanyagolható mennyiségben mutatkoztak a tenyészedényekben. Jellemző formáik voltak a három szikleveles, a túlzottan sallangos levelű és a rugószerűen kunkorodó szárú egyedek. A fentiekben ismertetett elsődleges értékeléseknél ezeket is „csírázott”-ként vettük figyelembe, de a pontosság érdekében szükségesnek tartjuk az ilyen példányok számának és arányának rögzítését, amit a 3. táblázatban foglaltunk össze.

3. táblázat A rendellenesen fejlődő parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) csíranövények előfordulási adatai a háromféle SZO dózissal kezelt, illetve a kontroll talajmintákra vonatkozóan.

Table 3. Abnormal common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) seedlings observed on control and biodiesel-derived by-product treated soils, in pot experiments.

	SZO dózisok (l/Ha) és kontroll				Összesen
	kontroll	2500	5000	10000	
rendellenes csíranövények száma (db)	11	3	5	4	23
a kezelésenkénti 4–4 ismétlés közül hányban fordultak elő rendellenes egyedek (db)	4	1	2	3	10
rendellenes csíranövények aránya az adott talajmintán összesen csírázott növényekhez viszonyítva (%)	10,68	4,54	6,41	5,48	7,19
az egyes talajkezelések 4–4 ismétlésében összesen csírázott kaszatok száma (egészséges+rendellenes; db)	103	66	78	73	320

A rendellenes, torz példányok száma 3 és 11 között változott, arányaikat tekintve pedig 4,54%-tól 10,68%-ig terjedt a jelenlétük.

Statisztikai adatelemzést a torz példányokra vonatkozóan nem végezhattünk, mert az alacsony egyedszámok és az (ebből is fakadó) egyenetlen eloszlások azt nem tették lehetővé. (Például a 2500 l/Ha dózisu talajon megfigyelt 3 torz csíranövény egyazon tenyészedényben mutatkozott, azaz a további három ismétlés „0” értékkel szerepelne az adatsorban.)

Az eredmények megvitatása

Ha azt a négy kaszat tételt vesszük számításba, amelyek csírázóképeséget mutattak, akkor a parlagfű a jelen vizsgálat keretében átlagosan 40,0%-os csírázási arányt ért el. GUILLEMIN és CHAUVEL (2011) Petri-csészés és tenyészedényes kísérleteikben 76,8–94,2%-os parlagfű csírázási eredményekről számoltak be. VITALOS és KARRER (2008) frissen vetett parlagfű kaszatok 80–90%-os csírázását figyelték meg, a talajmagbankból származó kaszatoknál pedig 61%-ot regisztráltak. Feltűnő azonban, hogy éppen a madáreliségekből elkülönített kaszatok esetében a csírázás mindössze 1,6–8,3%-os volt, illetve mintáik jelentős része egyáltalán nem csírázott (VITALOS és KARRER 2008). Hasonlóan alacsony csírázási százalékokról más kutatók is beszámoltak (POCSAI et al. 2011). A fenti adatok alapján az általunk tapasztalt csírázási százalék közepes értéknek tekinthető. Elképzelhető, hogy nagyobb vetési mélység esetén sikeresebb csírázást tapasztaltunk volna (v.ö. BÉRES et al. 2005), azonban a kísérleti cél eléréséhez – a szappanos olaj egyes dózisaival okozott esetleges hatások kimutatásához – mindenképpen elegendő mennyiségű csíranövényt kaptunk, ami lehetővé tette az adatok statisztikai értékelését.

Az általunk vizsgált négy kaszat minta csírázásában mutatkozó eltérések hasonló mértékűek az egyes szakcikkekben ismertetett csírázási adatok közt tapasztalható eltérésekhez, és végső soron valószínűleg a parlagfű kettős dormanciájának összetett működésével hozhatók kapcsolatba (BASKIN és BASKIN 1980).

Kísérletsorozatunkban a szappanos olaj minden dózisban negatívan hatott a parlagfű kaszatok csírázására, és ez a gátló hatás a 2500 l/Ha és a 10000 l/Ha dózisoknál szignifikánsnak bizonyult. Az 5000 l/Ha dózissal történt kezelés a kontroll és a két imént említett kezelés között álló csírázási eredményre vezetett, s bár statisztikai értelemben nem különbözött a kontrolltól, a gátló hatás itt is valószínűsíthető, mivel a megfigyelt átlagérték a másik két kezelés átlagértékeihez áll közelebb. A SZO-oldat töményebb koncentrációjának alkalmazásával korábban már sikerült fejlődésben lévő parlagfű növényeknél növekedésgátlást előidézni (POCSAI et al. 2011). Ez felveti ennek a szerves eredetű ipari mellékterméknek a használhatóságát a gyomnövények elleni védekezésben. Az ehhez hasonló jellegű biológiai védekezés iránt az igény napjainkban egyre nő, mivel a hagyományos herbicidekkel szemben kialakuló rezisztencia leküzdése egyre sürgetőbb kihívást jelent (CANTRELL et al. 2012, DAYAN et al. 2012), és emellett a környezetünkért aggódó zöldmozgalmak is egyre fokozódó igényeket ébresztenek a kemikáliáktól mentes növénytermesztés iránt.

Ugyanakkor azt is figyelembe kell vennünk, hogy az itt alkalmazott SZO dózisok óriási mennyiségeknek számítanak az új fejlesztésű herbicidekhez képest, ami tárolási, szállítási, stb problémákat is felvet. Továbbá, a nagy mennyiségű SZO-nak már jelentős

ozmotikus hatása is lehet, ami a megnövekedett szívóerő révén általános csírázáscsökkentő hatással bírhat, esetleg nem csak a gyom, de a kultúrnövények magvaira is. Ezért ebben az irányban további kutatások elvégzését javasoljuk. Szintén kérdéses, hogy a SZO esetleges csírázásgátló hatása (akár ozmotikus akár tényleges inhibitor hatásról van szó) mennyi ideig hat szántóföldi viszonyok között. Végül, a további kutatások során feltétlenül fontos lenne a biodízel gyártás melléktermékeként jelentkező SZO-oldatból a ténylegesen ható komponensek kémiai azonosítása.

A rendellenes fejlődésű csíranövényekre vonatkozóan, mint említettük statisztikai értékelésre nem volt lehetőség. Mégis megvitásra érdemes azonban a kontroll talajon kapott eredmény, ahol az ilyen csíranövények száma, valamint ezek részaránya az összes csíranövényhez viszonyítva a legmagasabb értékeket érte el. Ez a magasabb érték többé-kevésbé a kétszeresét tette ki annak, amennyit az egyes SZO dózisokkal kezelt talajokon megfigyeltünk. Megjegyzendő azonban, hogy a kontroll talajmintán csírázott a parlagfű a legjobban, ezért a rendellenes példányok magasabb száma úgy értékelhető, hogy a kezelt talajon még az eredendően beteg, gyengébb életerejű kaszatok egy része is eljut a csírázás olyan fokára, ami már értékelhető egyedeket eredményez. Ezzel szemben a szappanos olajjal kezelt talajokon, a kedvezőtlenebb körülmények hatására a csökkent értékű kaszatokból már többnyire ki sem tudnak fejlődni a parlagfű csíranövényei.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Dr. Kiss Leventének a kísérletek lefolytatásához szükséges infrastruktúra biztosításáért, Mayer Árpádnének és Sándor Andrásnak a kísérleti anyag gondozásáért. Ezúton mondunk köszönetet Dr. Kazinczi Gabriellának és Dr. Szili-Kovács Tibornak a kézirat korábbi változatához fűzött hasznos észrevételeikért. Kutatómunkánkhoz a BDREVAMP2 kutatási program biztosított anyagi támogatást.

Irodalom

- BASKIN, J.M., BASKIN, C.C. 1980: Ecophysiology of Secondary Dormancy in Seeds of *Ambrosia Artemisiifolia*. Ecology 61:475–480.
- BÉRES I., NOVÁK R., HOFFMANNÉ PATHY Zs., KAZINCZI G. 2005: Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elterjedése, morfológiája, biológiája, jelentősége és a védekezés lehetőségei. Gyomnövények, Gyomirtás 4(1): 1–48.
- BÉRES I., KAZINCZI G., NARWAL S.S. 2002: Allelopathic plants. 4. Common ragweed (*Ambrosia elatior* L. Syn *A. artemisiifolia*). Allelopathy Journal 9(1): 27–34.
- BHATNAGAR, A., SILLANPAA, M. 2010: Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment – A review. Chemical Engineering Journal 157(2–3): 277–296.
- CANTRELL, C.L., DAYAN, F.E., DUKE, S.O., 2012: Natural products as sources for new pesticides. Journal of Natural Products 75(6): 1231–1242.
- CSONTOS P., VITALOS M., BARINA Z., KISS L. 2010. Early distribution and spread of *Ambrosia artemisiifolia* in Central and Eastern Europe. Botanica Helvetica 120: 75–78.
- DAYAN, F.E., OWENS, D.K., DUKE, S.O. 2012: Rationale for a natural products approach to herbicide discovery. Pest Management Science 68(4): 519–528.
- GUILLEMEN, J.P., CHAUVEL, B. 2011: Effects of the seed weight and burial depth on the seed behavior of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). Weed Biology and Management 11(4): 217–223.
- INSTAT 2003: GraphPad InStat, Version 3.06, for Windows. GraphPad Software, Inc., San Diego.
- KENNEDY J.F., KNILL C.J., TAYLOR D.W. 1994: Overview of technological applications for industrial and domestic waste treatment. Genetic Engineer & Biotechnologist 14(4): 233–240.
- KISS L. 2007: Is *Puccinia xanthii* a suitable biological control agent of *Ambrosia artemisiifolia*? Biocontrol Science and Technology 17(5–6): 535–539.

- KISS L., BÉRES I. 2006: Anthropogenic factors behind the recent population expansion of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) in Eastern Europe: is there a correlation with political transitions? *Journal of Biogeography* 33(12): 2156–2157.
- KÓMÍVES T., BÉRES I., REISINGER P., LEHOCZKY É., BERKE J., TAMÁS J., PÁLDY A., CSORNAI G., NÁDOR G., KARDEVÁN P., MIKULÁS J., GÓLYA G., MOLNÁR J. 2006: A parlagfű elleni integrált védekezés új stratégiai programja. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 7(1): 5–51.
- NAGY J. 2007: A kukorica mint bioenergia-hordozó. *MAG Kutatás, Fejlesztés és Környezet* 2007(1): 9–12.
- POCSAI K., SZABÓ M., SZABÓ L. Gy. 2011: Biodízel eredetű melléktermék bioherbicid hatása a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) fitomassza-termelésére. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 12(1): 51–62.
- RAGÁLYI P., KÁDÁR I. 2008a: Komposztált vágóhídi melléktermékek hatása szántóföldi növények terméshez-
zámára. Talajtani Vándorgyűlés, Nyíregyháza, 2008. május 28–29., Talajvédelem Különszám 2008, pp: 497–506.
- RAGÁLYI P., KÁDÁR I. 2008b: Processed slaughterhouse waste application on calcareous sandy soil. *Acta Agromica Óváriensis* 50(1): 95–101.
- RAUT S. P., RALEGAONKAR R. V., MANDAVGANE S. A. 2011: Development of sustainable construction material using industrial and agricultural solid waste: A review of waste-create bricks. *Construction and Building Materials* 25(10): 4037–4042.
- REISINGER P., KÓMÍVES T. 2010: A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) csírázása a különböző időpontokban elvég-
zett tarlóhántásokon. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 11(2): 3–11.
- SVÁB J. 1981: Biometria módszerek a kutatásban. 3. kiadás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZALAI Z.: 1998. Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledé-
keiben. *Földrajzi Értesítő* 47(1): 19–30.
- TAMÁS J., REISINGER P., BURAI P., DÁVID I. 2006: Geostatistical analysis of spatial heterogeneity of *Ambrosia artemisiifolia* on Hungarian acid sandy soil. *Journal of Plant Diseases and Protection* 20: 227–232.
- TÓTH A., SZALAI Z. 2007: Tájékológiai és tájtipológiai vizsgálatok a Tetves-patak vízgyűjtőjén. *Tájékológiai Lapok* 5: 131–142.
- UZINGER N., ANTON A., NÉMETH T. 2007: A szennyvíziszap-felhasználás mezőgazdasági lehetőségei. *MAG Kutatás, Fejlesztés és Környezet* 2007(1): 21–23.
- VITALOS, M., KARRER, G. 2008: Distribution of *Ambrosia artemisiifolia* L. - is birdseed a relevant vector? *Journal of Plant Diseases and Protection* 21: 345–347.

EFFECT OF BIODIESEL-DERIVED BY-PRODUCT ON THE GERMINATION OF COMMON RAGWEED (*AMBROSIA ARTEMISIIFOLIA* L.) IN POT EXPERIMENTS

P. CSONTOS¹, K. POCSAI²

¹ Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Herman O. út 15., Budapest, H-1022, Hungary;
e-mail: csontos.peter@agrar.mta.hu

² Department of Crop Production, West-Hungarian University, Vár 2., Mosonmagyaróvár, H-9200, Hungary;

Keywords: biodiesel-derived by-product, common ragweed, germination, herbicide effect

The effect of biodiesel-derived by-product (SZO= soap-like emulsion) from rape oil was examined on the germination of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) achenes in pot experiments. Soils were treated in three different doses: 2500, 5000 and 10000 liter/ha, applied in proportion to the surface area of the pots. Control soil was moistened with the same amount of tap water. Fifty ragweed achenes were sown into each pot, then the pots were placed in a refrigerator for cold treatment (35 days, +7 °C). Following cold treatment the pots were placed in an unheated greenhouse and the germination of ragweed achenes were monitored for 40 days.

Common ragweed seedlings emerged from soils of each treatment including the control, but their rate of germination differed. The highest number of seedlings appeared in the control pots (51.5%), whereas the lowest number was observed in the 2500 l/ha dose pots (33.0%). Order of the treatments according to increasing germination succes was the following: 2500 < 10000 < 5000 < control. Germination rate in treatments 2500 l/ha and 10000 l/ha was significantly lower than it was detected in the control. SZO dose of 5000 l/ha resulted intermediate germination rate of ragweed achenes, that did not differ significantly from any other treatments.

Based on the results, the studied biodiesel-derived by-product can potentially be used in weed control. For its appropriate use, the effective chemical components of the SZO should be identified. Further studies needed to determine the optimal dose applicable in field management and to investigate the potential effect of SZO on the germination of cultivated species.

HOSSZÚ IDŐTARTAMÚ MONOKULTÚRÁS TERMESZTÉSBŐL ÉS KÜLÖNBÖZŐ VETÉSFORGÓ RENDSZEREKBŐL SZÁRMAZÓ NÖVÉNYEK ARBUSZKULÁRIS MIKORRHIZA (AM) GOMBA-KÖZÖSSÉGEINEK VIZSGÁLATA

SASVÁRI Zita, Franco MAGURNO, POSTA Katalin

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Növényvédelmi Intézet,
Mikrobiológia és Környezet-toxikológiai csoport,
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1., e-mail: Sasvari.Zita@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: arbuszkuláris mikorrhiza, vetésforgó, monokultúra, kukorica (*Zea mays* L.), diverzitás

Összefoglalás: Napjainkban egyre inkább előtérbe kerülnek olyan környezetkímélő növénytermesztési technológiák, melyek biztosítják a műtrágya és növényvédőszer mennyiségének csökkentését a termés hozamának és minőségének megtartása mellett. Az arbuszkuláris mikorrhiza gombák, melyek a szárazföldi növények többségével, köztük termesztett növényeink nagy részével is képesek szimbiózisban élni, kulcsfontosságúak lehetnek ebben a folyamatban. Az eltérő agrotechnikai eljárások azonban befolyásolhatják a talaj természetes AM gomba-közösségeinek összetételét, így például az intenzív mezőgazdasági művelés, a peszticidek használata csökkentheti az AM gombák diverzitását. Ezért célunk volt az MTA Mezőgazdasági Kutatóintézet kísérleti területén, Martonvásáron beállított hosszú időtartamú monokultúras termesztésből és különböző vetésforgó rendszerekből (3 év lucerna/5 év kukorica, 2 év búza/2 év kukorica, valamint kukorica/tavaszi árpa/borsó/búza [Norfolk típus]) származó növények (főképpen kukorica – *Zea mays* L.) AM gomba-közösségeinek vizsgálata és összehasonlítása. Vizsgálataink a növények rizoszféra-talajainak AM gomba-spóraszám meghatározására, a mikorrhizáltsági százalékok becslésére, a növények gyökerét aktívan kolonizáló AM gombák molekuláris technikával (a 18S rRNS gének konzervatív régióira tervezett indítószekvenciákkal kivitelezett nested-PCR eljárással) történő azonosítására, valamint az AM gomba-közösségek filogenetikai viszonyainak feltárására irányultak. A kukorica monokultúrában és a vetésforgó rendszerekben is igazoltuk az AM gyökérkolonizáció és a talajban lévő AM gomba-spórák számának a növények vegetációs periódusaival történő változását. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a vizsgált közel 50 éves tartamhatású kísérleti háttérrel rendelkező kukorica monokultúra igen gazdag AM gomba-közösséggel rendelkezik, melynek összetétele jelentősen eltér a vetésforgóban termesztett növények AM gomba-közösségeinek összetételétől.

Bevezetés

A mikorrhiza szó a görög „mykes”(gomba) és „rhiza” (gyökér) szóösszetételből származik (FRANK 1885), jelentése: „gombagyökér”. Mind a mai napig ezt a fogalmat használjuk a növények gyökere és gombák között kialakult speciális szimbiotikus kapcsolatra. Az arbuszkuláris mikorrhiza az egyik legősibb és legelterjedtebb mikorrhiza-típus. Az AM gombák a szárazföldi növényfajok 80–90%-val (feltételezeten több mint 200 000 növényfajjal) képesek szimbiotikus kapcsolatot kialakítani (SMITH és READ 2008). A gyökérkapcsoltság mindkét fél számára kedvező: a gombapartner a növénytől kész tápanyagokat kap, cserébe a növény a gombapartner kiterjedt hifahálójának köszönhetően több vízhez és ásványi anyaghoz jut (SMITH és READ 1997). A mikorrhizált növény ellenállóbb a só-, szárazság- (AUGÉ et al. 2008) és nehézfém okozta stresszel szemben (GILDON és TINKER 1983, LEYVAL et al. 1997, HILDEBRAND et al. 2007), emellett az AM gomba közvetve, vagy közvetlenül fokozza a növénypartner kórokozókkal és kártevőkkel szembeni ellenállóságát is (AZCON-AGUILAR és BAREA 1996, POZO és AZCON-AGUILAR 2007). A mezőgazdasági haszonnövényeknél még hangsúlyosabb szerepet

kap ez a kapcsolat, mivel stressz-helyzetben elősegíti a növények fejlődését, csökkentheti a talajunság kockázatát és a gyökerek tápanyag-hasznosításának javításával mérsékelhető a felhasznált műtrágya mennyisége.

Magyarországon ez idáig 163 növényfaj mikorrhizáltságára vonatkozóan publikáltak adatokat (KOVÁCS 2008). Ezek néhány kivételével (LANDEWHR et al. 2002, FÜZY et al. 2008, KOVÁCS et al. 2007) főképpen státusz-, és az ektomikorrhiza gomba közösség megismerésére irányuló vizsgálatok voltak, és természetes élőhelyek növényfajait tartalmazták. A termesztésbe bevont növényfajok AM gomba közösségeiről csak nagyon kevés információval rendelkezünk. Az Európa mezőgazdaságában kiemelt szerepet betöltő kukorica növény AM gomba-közösségében bekövetkező változások molekuláris vizsgálatára eddig elsősorban a trópusi területeken került sor, míg Magyarországról spóra morfológiai vizsgálatokon alapuló diverzitás vizsgálatokat (SZÉCSI et al. 1989, TAKÁCS et al. 2000) vagy a különböző szintű nitrogén utánpótlás mikorrhizációs kolonizációra gyakorolt hatásvizsgálatokat (TAKÁCS és VÖRÖS 1998) ismerünk.

Az olyan egyedi jellegű kísérletek, mint például az MTA Mezőgazdasági Kutatóintézet kísérleti területén, Martonvásáron is beállított tartamkísérletek, kiváló lehetőséget nyújtanak annak tanulmányozására, hogy a különböző agrotechnikai tényezők – így a Magyarországon is leggyakrabban alkalmazott termesztési és talajhasználati eljárások – hosszú távon milyen hatással vannak a talajban élő mikroorganizmusok diverzitására. Így munkánk során célul tűztük ki hosszú időtartamú kukorica monokultúrából, 3 év lucerna/5 év kukorica és 2 év búza/2 év kukorica vetésforgókból származó kukorica növények, valamint kukorica/tavaszi árpa/borsó/búza (Norfolk típusú) vetésforgóból származó búza növények AM gomba-közösségeinek vizsgálatát és összehasonlítását.

Anyag és módszer

Növénymintáink az 1950-es évek végén és az 1960-as évek elején Györfly Béla és munkatársai által a MTA Mezőgazdasági Kutatóintézet kísérleti területén, Martonvásáron beállított tartamkísérletekből származtak. A tartamkísérletek talaja a szántott rétegben enyhén savanyú, felvehető foszforral gyengén és káliummal jól ellátott humuszos vályog, típusa erdőmaradványos csernozjom. Kukorica monokultúrából (CRM), valamint a 3 év lucerna/5 év kukorica (CR3) és a 2 év búza/2 év kukorica (CR5) vetésforgókból a Norma SC hibridkukorica növények gyökereit és rizoszféra-talajait, a Norfolk típusú (CR7) vetésforgóból az Mv Magvas őszi búza növények gyökereit és rizoszféra-talajait gyűjtöttük be, 4 ismétlésben. A mintavételezéseket 2008 júniusában, júliusában, augusztusában és októberében végeztük.

A szobahőmérsékleten tömegállandóságig szárított 5-5 gramm talajmintákból „nedves szítalást” és flotációs eljárást (GERDEMANN és NICOLSON 1963) követő cukorsűrűség-gradiens centrifugálással (IANSON és ALLEN 1986) izoláltuk az AM gomba spórákat, majd sztereomikroszkóp alatt, 100-szoros nagyítással meghatároztuk a talaj 1 grammjára vonatkoztatott spóraszámot. A gyökérkolonizáció mértékének meghatározásához minden egyes növényegyed gyökérzetéről reprezentatív mintaként 5 különböző (összesen 1,5 g nedves tömegnek megfelelő) gyökérrészt gyűjtöttünk, melyek festését tinta ecet-savas módszerrel végeztük (VIERHEILIG et al. 1998). A mikorrhizáltsági százalékok becslését (a gyökéren belüli képletek vizsgálata nélkül) szintén sztereomikroszkóp alatt,

100-szoros nagyítással végeztük ún. „gridline intersection” módszerrel (GIOVANNETTI és MOSSE 1980), négy ismétlésben.

A molekuláris munkák során a júniusi és az augusztusi mintavételi időpontokhoz tartozó növényi gyökerek 5 különböző laterális gyökérrészből végeztünk DNS izolálást ($2 \times 4 \times 4 \times 5 = 160$) a Qiagen által forgalmazott DNeasy® plant Mini Kit-tel. Az AM gomba 18S rDNS gén egy részének nested-PCR amplifikálását, első lépésben AMV4.5F-AMV4.5R eukarióta, majd második lépésben AMV4.5NF-NR AM gomba specifikus indítószekvenciákkal végeztük (SAITO et al. 2004). A kapott PCR amplifikátumokat agaróz gélelektroforézissel mutattuk ki és választottuk el, 2%-os agaróz gélen, $0,1 \mu\text{l ml}^{-1}$ etidium-bromid jelenlétében. Az agaróz gélből a megfelelő méretű (~650 bp) fragmenteket GFX PCR DNA and Gel Band Purification Kit-tel (GE Healthcare, Amersham Biosciences) visszaizoláltuk, az ugyanazon kezelésekhez és mintavételi időpontokhoz tartozó PCR fragmenteket a továbbiakban együtt kezeltük – RENKER et al. (2006) módszere alapján, egy „pool”-ban – és pGEM®-T Easy Vector System-mel (Promega) a gyártó cég utasításai szerint pGEM®-T Easy vektorba (3015 bp) építettük, majd *E. coli* DH5α törzsbe transzformáltuk.

A lehetséges pozitív klónokból plazmid minipreparátumot tisztítottunk Wizard® Plus SV Minipreps DNA Purification System Kit-tel (Promega). A kinyert plazmidok nukleotid sorrendjének meghatározása a klónozó hely egyik oldaláról kiindulva T7 primerrel, az IIT Biotech szekvenáltató laboratóriumában (Bielefeld, Németország) ABI 3130XL (Applied Biosystems) szekvenátorral történt. A Glomeromycota szekvenciák elérhetőek az NCBI (National Centre for Biotechnology Information) adatbázisában a GU810537-GU810731 azonosító kódok alatt.

A kapott szekvenciák javítását követően Mothur programmal 97%-os hasonlósági szinten elkülönítettük a molekuláris filogenetika alapján együtt kezelendő taxonómiai egységeket, a MOTU-kat (Molecular Operational Taxonomic Unit). Minden egyes MOTU-ból egy reprezentatív szekvenciát választottunk és összevetettük a Maarjam Glomeromycota adatbázissal (<http://maarjam.botany.ut.ee/>). A legnagyobb szekvencia-azonosítást mutató virtuális taxonokból egy-egy szekvenciát választottunk referenciaként a filogenetikai elemzésekhez. A filogenetikai fa készítését a CIPRES web-portálon keresztül a RAxML 7.3.0. programmal végeztük (MILLER et al. 2010) Maximum Likelihood/rapid bootstrapping módszerrel. A mikorrhizáltsági adatok statisztikai elemzését lineáris modellezéssel végeztük az R Statisztikai Szoftver 2.13.2. –es verziójával (R Development Core Team 2011; <http://www.r-project.org/>).

Eredmények

Gyökérkolonizáció és a rizoszféra-talajok AM gomba spóraszám

A kukorica monokultúrából és a vetésforgó rendszerekből származó növények átlag gyökérkolonizációs értékeit, valamint rizoszféra-talajainak 1 grammjára vonatkoztatott átlag AM gomba spóraszámait az 1. táblázat foglalja össze.

A legalacsonyabb kolonizációs százalékokat júniusban (CRM: 23,75% – CR7: 41%) a virágzásban lévő kukorica és a teljes érésben lévő búza gyökereken, valamint októberben a tarlókból származó kukorica és a búza gyökereken mértük (CRM: 35,75% – CR7: 43,75%). A Norfolk típusú (CR7) vetésforgóból származó búza növények gyökérkolo-

nizációjának értékei – melyek a búza viaszérésében és a sárgulásában elérték a 61,25% és a 60,50%-ot is – szignifikánsan magasabbak voltak ($p < 0,01$) a monokultúrában termesztett kukorica növények gyökérkolonizációs értékeihez képest minden mintavételi időpontban. Júliusban a lucerna-kukorica és a búza-kukorica vetésforgó rendszerekből szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,01$) átlagos gyökérkolonizációs százalékokat (43,88% és 41%) kaptunk, a kukorica monokultúrából származó növények átlagos gyökérkolonizációs értékéhez (51,25%) képest.

1. táblázat A kukorica monokultúra és a 3 év lucerna/5 év kukorica, 2 év búza/2 év kukorica vetésforgókból származó kukorica növények, valamint a Norfolk típusú vetésforgóból származó búza növények átlagos gyökérkolonizációja (A) és rizoszféra-talajainak 1 grammjára vonatkoztatott átlagos AM gomba spóraszám (B)

Table 1. Colonization of maize (in case of Norfolk wheat) roots by AM fungi (A) and spore number per gram of soil (B) as affected by sampling time and crop sequence (corn monocropping, 3 yrs alfalfa/5 yrs corn, 2 yrs corn/2 yrs wheat, corn/spring barley/peas/ wheat)

Gyökérkolonizáció (%)				
	Június	Július	Augusztus	Október
Kukorica monokultúra	29,50 ± 2,78	51,25 ± 2,99	51,00 ± 3,16	35,75 ± 4,19
3 év lucerna/5 év kukorica	23,75 ± 3,30	43,87 ± 4,01	52,50 ± 5,74	37,75 ± 4,92
2 év búza/2 év kukorica	30,75 ± 4,57	41,00 ± 2,16	47,00 ± 3,83	38,75 ± 2,50
Norfolk típus	41,00 ± 6,58	61,25 ± 6,08	60,50 ± 3,79	43,75 ± 5,91

Spóraszám (db g ⁻¹ talaj)				
	Június	Július	Augusztus	Október
Kukorica monokultúra	2,00 ± 0,82	10,00 ± 2,94	13,50 ± 1,29	24,50 ± 1,29
3 év lucerna/5 év kukorica	3,00 ± 2,16	11,00 ± 0,82	11,50 ± 1,29	15,50 ± 3,51
2 év búza/2 év kukorica	0,00 ± 0,00	5,50 ± 1,29	11,50 ± 3,51	8,00 ± 4,08
Norfolk típus	0,00 ± 0,00	12,50 ± 4,65	11,50 ± 1,29	14,00 ± 0,82

Júliusban a kukorica monokultúrából származó kukorica növények rizoszféra talajaira átlagosan 10 db spóra g⁻¹ talaj volt jellemző, ekkor a búza-kukorica vetésforgóból mutattunk ki ennél szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,01$) átlagos AM gomba spóraszámot (5,5 db spóra g⁻¹ talaj). Októberben minden rotációs rendszerből szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,001$) spóraszámot mutattunk ki, mint a kukorica monokultúrából, ahol ekkor átlagosan 24,5 db AM gomba spóra volt jellemző a rizoszféra-talajok 1 grammjában.

Az AM gomba-közösségek filogenetikai elemzése

A kukorica monokultúra és a 3 év lucerna/5 év kukorica, 2 év búza/2 év kukorica vetésforgókból származó kukorica növények, valamint a kukorica/tavaszi árpa/borsó/búza (Norfolk típusú) vetésforgóból származó búza növények AM gomba-közösségeinek molekuláris elemzése két időpontban, júniusban valamint augusztusban történt. Összesen 340 klón (42-44 klón/termesztési rendszer/időpont) nukleotid sorrendjét határoztuk meg, melyből 179 AM gomba szekvencia került további elemzésre. A 179 Glomeromycota szekvencia szerkesztését követően Mothur programmal 17 MOTU-t sikerült elkülönítenünk. A filogenetikai elemzésbe (nem bemutatott ábra) a Mothur programmal 97% hasonlósági szinten elkülönített 17 MOTU egy-egy reprezentáns képviselőjét és az ezekkel legmagasabb szekvencia-azonosságot mutató virtuális taxonokból egy-egy főbb taxonómiai egységet reprezentáló leírt faj szekvenciáit vontuk be. A filogenetikai elemzés

eredményeképpen 12 MOTU (a szekvenciák 91%-a) a Glomeraceae (korábbi *Glomus* Group A), 3 (4%) a Claroideoglomeraceae (korábbi *Glomus* Group B), 1 (1%) a Diversisporaceae és 1 (4%) a Paraglomeraceae családokhoz tartozott. A Glomeraceae családon belül a szekvenciák 32,52%-a a *Rhizophagus*, 1,23%-a a *Sclerocystis* nemzetségbe (ezek a korábbi *Glomus* Group Ab), 5,52%-a a *Funneliformis*, 17,79% a *Septoglomus* nemzetségbe (ezek a korábbi *Glomus* Group Aa), 1,84%-a a *Glomus* Group Ad „fajcsoporthoz”, és 41,10%-a a Glomeraceae család bizonytalan rendszertani pozícióval rendelkező *sensu lato Glomus* nemzetségének tagjaihoz tartozott. A szekvenciák eloszlását a MOTU-kban, valamint a MOTU-k százalékos eloszlását a Glomeromycota szekvenciák között a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat A szekvenciák eloszlása a Mothur programmal 97%-os hasonlósági szinten elkülönített MOTU-kban. Jelölések: kukorica monokultúra (CRM), 3 év lucerna/5 év kukorica (CR3), 2 év búza/2 év kukorica (CR5), kukorica/tavaszi árpa/ borsó/búza (Norfolk típusú, CR7) vetésforgók (vizsgált növények: CRM, CR3 és CR5 – kukorica, CR7 – őszi búza)

Table 2. Distribution of the AMF sequences in the MOTUs distinguished on a similarity level of 97%.

Symbols: CRM: corn monocropping, CR3: 3 yrs alfalfa/5 yrs corn, CR5: 2 yrs corn/2 yrs wheat and CR7: corn/spring barley/peas/ wheat crop rotation systems. (plants studied: CRM, CR3 and CR5 – maize, CR7 – winter wheat)

AM gomba nemzetség	Kezelések és mintavételi időpontok									
	CR3		CR5		CR7		CRM		Σ	
	Jún.	Aug.	Jún.	Aug.	Jún.	Aug.	Jún.	Aug.	(n)	%
<i>Paraglomus</i>										
MOTU 02	4	-	3	-	-	-	-	-	7	3,91
<i>Diversispora</i>										
MOTU 03	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1,12
<i>Funneliformis</i>										
MOTU 04	2	-	-	-	5	-	-	2	9	5,03
<i>Septoglomus</i>										
MOTU 05	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0,56
MOTU 06	-	-	1	-	-	-	1	-	2	1,12
MOTU 07	-	-	8	-	-	-	10	8	26	14,53
<i>sensu lato Glomus</i>										
MOTU 08	-	-	-	-	-	-	2	-	2	1,12
MOTU 09	-	-	-	-	2	-	1	-	3	1,68
MOTU 10	-	-	1	-	4	-	-	-	5	2,79
MOTU 11	1	-	-	-	-	-	-	-	1	0,56
MOTU 12	16	19	8	13	2	1	-	-	59	32,96
<i>Rhizophagus</i>										
MOTU 13	-	-	-	-	-	-	1	-	1	0,56
MOTU 14	2	2	4	12	10	19	3	-	52	29,05
<i>Sclerocystis</i>										
MOTU 15	2	-	-	-	-	-	-	-	2	1,12
<i>Claroideoglomus</i>										
MOTU 16	-	-	-	-	-	-	-	1	1	0,56
MOTU 17	1	1	-	-	-	-	-	-	2	1,12
MOTU 01	1	1	-	-	1	-	-	1	4	2,23
Total (n)	29	23	25	25	24	20	19	14	179	100

A legtöbb szekvenciát (32,96%) magába foglaló MOTU 12 a MaarjAM adatbázisban megtalálható 143-as virtuális taxonnal (VTX00143) mutatott legmagasabb azonosságot, amihez morfortípust nem tudunk hozzá rendelni, de ide tartozik a Glo4 filotípus. A Glomeromycota szekvenciák 29,5%-a a MOTU 14-ben foglalt helyet, mely a VTX00113 (*Rhizophagus intraradices* és a *R. fasciculatum* izolátumokat tartalmazó) virtuális taxonnal állt szoros filogenetikai rokonságban. A harmadik legtöbb szekvenciát (14,53%) tartalmazó MOTU 07 pedig a *Glomus viscosum* BEG 126 izolátumot képviselő VTX00063 virtuális taxonhoz tartozott, mely a *Septoglomus constrictum* morfortípust képviselő VTX00064 taxonnal együtt a *Septoglomus* nemzetségben helyezkedik el.

Kukorica monokultúrából összesen 11 MOTU-t, a 3 év lucerna/5 év kukorica vetésforgóból 8 MOTU-t, a 2 év búza/2 év kukorica valamint a kukorica/tavaszi árpa/borsó/búza (Norfolk típusú) vetésforgó rendszerekből 6–6 MOTU-t mutattunk ki.

Eredmények megvitatása

A gyökérkolonizáció kialakulását és mértékét, illetve az AM gomba-spóraképződést számos biotikus és abiotikus tényező, valamint antropogén hatás befolyásolja. Ezek közül legfontosabbak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai, így a talaj pH-ja, foszfor- és szervesanyag-tartalma, a gazdanövény és az aktív gyökérkolonizációt kialakító, illetve abban részt vevő AM gombafajok rendszertani hovatartozása (CARRENHO et al. 2001). Emellett a szimbiózis kialakulása és fenntartása valószínűleg a két partner együttes irányítása alatt áll, melynek molekuláris háttere még nem teljesen tisztázott (PARKINSKE 2008). Az, hogy a különböző AM gombafajok eltérő mértékben alakítanak ki a növényekkel kapcsolatot, többek között – a növénytől kapott szénhidrát mennyiségére vonatkozóan – eltérő mértékű szénhidrát igényüknek is köszönhető (VIERHEILIG et al. 2008). A gyökérkolonizáció meghatározása tehát az AM gombák jelenlétének kimutatására és a szimbiotikus kapcsolat mértékének megállapítására alkalmas, arról azonban nem nyújt információt, hogy az aktív szimbiotikus kapcsolatban mely AM gombák vesznek részt. A rizoszféra-talajokban jelenlévő AM gomba-spórák sem adnak információt erről, hiszen néhány AM gombafaj a gyökéren belül, vagy egyáltalán nem sporulál (BEVER et al. 1996). Ezért a növények gyökerét aktívan kolonizáló AM gombaközösség tagjainak azonosítását és az AM gombaközösség filogenetikai viszonyainak feltárását molekuláris technikával végeztük.

Gyökérkolonizáció és a rizoszféra-talajok AM gomba spóraszáma

A gyökérkolonizációs értékek vonatkozásában a kukorica monokultúra (CRM) a vetésforgó rendszerekkel összevetve összességében második helyen állt a Norfolk típusú vetésforgó után, míg a rizoszféra-talajokban októberre képződő AM gombaspóra számok tekintetében egyértelműen első helyet foglalta el. A Norfolk típusú vetésforgó búza növényeinek szignifikánsan magasabb gyökérkolonizációs értékei valószínűleg a megelőző növény (borsó) hatásának köszönhetőek (JEFWA et al. 2006, MATHIMARAN et al. 2005), másrészt az őszi búza fenológiai fázisai időben jóval megelőzik a kukoricáét, így a kolonizáció korábban, már kora tavasszal kialakulhatott. Az alacsony spóra produkció viszont magának a növénynek a hatását tükrözheti, hiszen a kukoricával ellentétben a búza fakultatívan mikotróf növénynek számít (PLENCHETTE et al. 2005). A legkisebb

átlagos spóraprodukciót eredményező 2 év búza/2 év kukorica vetésforgó rendszerben (CR5) is kizárólag búza váltakozik a kukoricával. A búza-kukorica rotáció hazánkban igen elterjedt, de úgy tűnik, hogy az AM gomba spóraprodukcióna negatív hatással lehet. Eredményeinktől eltérően, kukorica monokultúrák vetésforgó rendszerekkel történő összehasonlítása során OEHL et al. (2003) alacsonyabb AM gomba-spóraszámot (átlag 2,5–8,0 db g⁻¹ talaj) állapított meg a kukorica monokultúrákban, mint a hét éves időtartamú vetésforgók talajaiban (átlag 9,7–12,5 db g⁻¹ talaj). A vizsgálatot viszont márciusban, a kukorica vegetációs periódusát megelőzően végezték, és a három kukorica monokultúra mindegyike műtrágyázott volt, míg a két vetésforgó kisebb mennyiségű műtrágyát kapott szerves kiegészítéssel (istállótrágya és szennyvíziszap). A mi esetünkben sem a kukorica monokultúra, sem a vetésforgók nem részesültek tápanyag-utánpótlásban.

A gyökereket aktívan kolonizáló AM gombák azonosítása

Ahhoz, hogy a termesztési és talajhasználati eljárások AM gombákra gyakorolt hatását mélyrehatóbban tanulmányozhassuk, molekuláris technikával azonosítottuk a hosszú távú monokultúrás és különböző vetésforgó tartamkísérletekből származó növényi gyökereket aktívan kolonizáló AM gomba-közösségek tagjait, és feltártuk azok filogenetikai viszonyait.

Kukorica monokultúrájánál a kukorica növények AM gomba-közösségében a *Septoglomus* nemzetséghez tartozó *Glomus viscosum* BEG 126 AM gombafajjal filogenetikai rokonságban álló molekuláris operatív taxonómiai egység dominált. Ezzel rokon AM gombákat (*Septoglomus constrictum*) és általánosságban a korábbi *Glomus* Group Aa fajcsoporthoz, vagyis a jelenlegi *Septoglomus* és *Funneliformis* nemzetségekhez tartozó AM gombafajokat korábban már detektálták domináns AM gomba-közösség alkotóként kukorica monokultúrában (BAINARD et al. 2012, OEHL et al. 2005). Azokból a rotációs rendszerekből, melyekben pillangós növény szerepelt a növényi összetételben (CR3 és CR7) ez a „filotípus” teljesen eltűnt, melyből arra következtetünk, hogy az alacsony tápanyag-ellátottságú kukorica monokultúrában annak az AM gombának, mely ezt a MOTU-t képviseli, kiemelkedő szerepe lehet a kukorica növény tápanyag-ellátásában. Ez a szerep a tápanyagszint növekedésével valószínűleg veszít jelentőségéből, így nyújtva teret a nagy szénhidrát igényű, ruderalis és generalista AM fajoknak, mint amilyen a *Rhizophagus intraradices* vagy a Glo4 filotípusú AM gomba is.

A szakirodalomban igen ellentmondásos adatokat találhatunk a vetésforgó AM gomba diverzitásra gyakorolt hatásairól. Mivel az egyazon környezeti körülmények AM gomba-közösségre kifejtett erős szelekciós hatásaira már számos esetben fény derült, így nehezen értelmezhető az a tény, hogy a monokultúrás termesztési háttérnél munkánk során több „faj” került kimutatásra. Ennek oka lehet egyrészt, hogy a terület eredetileg gazdag AM gombaközösséggel rendelkezhetett, másrészt az általunk összehasonlított termesztési rendszerek, így sem a kukorica monokultúra, sem a vetésforgó rendszerek nem részesültek tápanyag-utánpótlásban. A szakirodalomban gyakran találkozni olyan AM gomba diverzitás-vizsgálatokkal, mely során a vetésforgó rendszerek, ökológiai vagy kis ráfordítású (főleg szerves tápanyag-beviteli) gazdálkodás részeként voltak összevetve az intenzív (szervetlen tápanyag-beviteli) monokultúrás termesztési rendszerekkel (HURI et al. 2006, OEHL et al. 2003, 2009). Az általunk vizsgált termesztési rendszereknél ilyen különbségek nem befolyásolták eredményeinket, lehetőséget nyújtva, hogy a vetésforgó és a gazdanövények AM gomba-közösségre gyakorolt hatásairól pontosabb képet alkot-

hassunk. Jelen ismereteink szerint az AM gombák nem mutatnak szoros gazdaspecifitást, ellenben preferált asszociáció megfigyelhető (BEVER et al. 1996), így maga a termesztett növény is hatással van az AM gomba-közösség diverzitására és összetételére. A kukorica monokultúrában olyan AM gombák alkották a közösséget, melyek a közel 50 éve tartó monokultúras termesztéshez, magához a kukorica növényhez, vagyis egy stabil, egyazon környezeti körülményhez adaptálódtak. A vetésforgó rendszerekben ezt a stabilitást azonban a gazdanövények váltakozása bontja meg, kiszelektálva az AM gomba-közösségből a generalista fajokat. Az egyedi MOTU-k, vagy akár kukorica-specifikusnak is mondható AM gombák csak a kukorica monokultúrában voltak megtalálhatóak, míg a generalisták a vetésforgó rendszerekben és a kukorica monokultúrában egyaránt előfordultak, mely magyarázhatja, hogy a kukorica monokultúra az első helyre került a kimutatott MOTU-k tekintetében.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP-4.2.2.B-10/1 „A tehetséggondozás és kutatóképzés komplex rendszerének fejlesztése a Szent István Egyetemen” c. valamint a K101878 sz. OTKA pályázat segítségével valósult meg. Köszönet Szalai Márknak a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségéért, az MTA Martonvásári Kutatóintézetének a mintavételi lehetőségért, valamint Dr. Berzsényi Zoltánnak és Dr. Bónis Péternek a mintavételezéseknél nyújtott segítségükért.

Irodalom

- AUGÉ R. M., TOLER H.D., SAMS C. E., NASIM G. 2008: Hydraulic conductance and water potential gradients in squash leaves showing mycorrhiza-induced increases in stomatal conductance. *Mycorrhiza* 18(3): 115–121.
- AZCÓN-AGUILAR C., BAREA J. M. 1996: Arbuscular mycorrhizas and biological control of soil-borne plant pathogens - An overview of the mechanisms involved. *Mycorrhiza* 6(6): 457–464.
- BAINARD L. D., KOCH A. M., GORDON A. M., KLIRONOMOS J. N. 2012: Temporal and compositional differences of arbuscular mycorrhizal fungal communities in conventional monocropping and tree-based intercropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 45: 172–180.
- BEVER J. D., MORTON J.B., ANTONOVICS J., SCHULTZ P. A. 1996: Host-dependent sporulation and species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a mown grassland. *Journal of Ecology* 84(1): 71–82.
- CARRENHO R., SILVA E.S., TRUFEM S. F. B., BONONI V. L.R. 2001: Successive cultivation of maize and agricultural practices on root colonization, number of spores and species of arbuscular mycorrhizal fungi. *Brazilian Journal of Microbiology* 32: 262–270.
- DUMBRELL A. J., NELSON M., HELGASON T., DYTHAM C., FITTER A.H. 2010: Relative roles of niche and neutral processes in structuring a soil microbial community. *The ISME Journal* 4: 337–345.
- FRANK B. F. 1885: Über die auf Wurzelsymbiose beruhende Ernährung gewisser Bäume durch unterirdische Pilze. *Berichte der deutschen botanischen Gesellschaft* 3: 128–145.
- FÜZY A., BIRÓ B., TÓTH T., HILDEBRANDT J., BOTHE H. 2008: Drought, but not salinity determines the apparent effectiveness of halophytes colonized by arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Plant Physiology* 165(11): 1181–1192.
- GERDEMANN J. W., NICOLSON T. H. 1963: Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transactions of the British Mycological Society* 46(2): 235–244.
- GILDON A., TINKER P. B. 1983: Interactions of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants: I. The effects of heavy metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytologist* 95(2): 247–261.
- GIOVANNETTI M., MOSSE B. 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist* 84(3): 489–500.
- HJURI I., SÝKOROVÁ Z., OEHL F., INEICHEN K., MÄDER P., WIEMKEN A., REDEKER D. 2006: Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in arable soils are not necessarily low in diversity. *Molecular Ecology* 15(8): 2277–2289.

- HILDEBRANDT U., REGVAR M., BOTHE H. 2007: Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* 68(1): 139–146.
- IANSON D. C., ALLEN M. F. (1986): The effects of soil texture on extraction of vesicular- arbuscular mycorrhizal fungal spores from arid sites. *Mycologia* 78(2): 164–168.
- JEFFWA J. M., SINCLAIR R., MAGHEMBE J. A. 2006: Diversity of glomale mycorrhizal fungi in maize/SESBANIA intercrops and maize monocrop systems in southern Malawi. *Agroforestry Systems* 67(2): 107–114.
- KOVÁCS G. M., BALÁZS T., PÉNZES Zs. 2007: Molecular study of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing the sporophyte of the eusporangiate rattlesnake fern (*Botrychium virginianum*, *Ophioglossaceae*). *Mycorrhiza* 17(7): 597–605.
- KOVÁCS M. G. 2008: Magyarországi növények mikorrhizáltsági vizsgálatainak összefoglalása. Mit mondhatnak ezek az adatok? *Kitaibelia* 13(1): 62–73.
- LANDWEHR M., HILDEBRANDT U., TÖÜTH T., BIRÓ B., BOTHE H. 2002: The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus geosporum* in European saline, sodic and gypsum soils. *Mycorrhiza* 12(4): 199–211.
- LEYVAL C., TURNAU K., HASELWANDTER K. 1997: Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function, physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* 7(3): 139–153.
- MATHIMARAN N., RUH R., VULLIQUOD P., FROSSARD E., JANSÁ J. 2005: *Glomus intraradices* dominates arbuscular mycorrhizal communities in a heavy textured agricultural soil. *Mycorrhiza* 16(1): 61–66.
- MILLER M. A., PFEIFFER W., SCHWARTZ T. 2010: Creating the CIPRES Science Gateway for inference of large phylogenetic trees, in: Proceedings of the Gateway Computing Environments Workshop (GCE), New Orleans, LA, pp. 1–8.
- OEHL F., SIEVERDING E., INEICHEN K., MÄDER P., BOLLER T., WIEMKEN A. 2003: Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe. *Applied and Environmental Microbiology* 69(5): 2816–2824.
- OEHL F., SIEVERDING E., INEICHEN K., MÄDER P., WIEMKEN A., BOLLER T. 2009: Distinct sporulation dynamics of arbuscular mycorrhizal fungal communities from different agroecosystems in long-term microcosms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134(3–4): 257–268.
- OEHL F., SIEVERDING E., INEICHEN K., RIS E. A., BOLLER T., WIEMKEN A. 2005: Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi at different soil depths in extensively and intensively managed agroecosystems. *New Phytologist* 165(1): 273–283.
- PARNISKE M. 2008: Arbuscular mycorrhiza: the mother of plant root endosymbioses. *Nature Reviews Microbiology* 6: 763–775.
- PLENCHETTE C., CLERMONT-DAUPHIN C., MEYNARD J. M., FORTIN J. A. 2005: Managing arbuscular mycorrhizal fungi in cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science* 85(1): 31–40.
- POZO M. J., AZCÓN-AGUILAR C. 2007: Unravelling mycorrhiza-induced resistance. *Current Opinion in Plant Biology* 10: 393–398.
- RENKER C., WEISSHUHN K., KELLNER H., BUSCOT F. 2006: Rationalizing molecular analysis of field-collected roots for assessing diversity of arbuscular mycorrhizal fungi: to pool, or not to pool, that is the question. *Mycorrhiza* 16(8): 525–531.
- SAITO K., SUYAMA Y., SATO S., SUGAWARA K. 2004: Defoliation effects on the community structure of arbuscular mycorrhizal fungi based on 18S rDNA sequences. *Mycorrhiza* 14(6): 363–373.
- SMITH S. E., READ D. J. 1997: *Mycorrhizal Symbiosis*, 2nd ed. Academic Press, London.
- SMITH S. E., READ D. J. 2008: *Mycorrhizal Symbiosis*, 3rd ed. Academic Press, London.
- SZÉCSI Á., KÁDÁR I., SZÁNTÓ M. 1989: Endomikorrhiza gombák izolálása kukorica alól csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan* 38: 429–438.
- TAKÁCS T., BIRÓ B., VÖRÖS I. 2000: Kadmium, nikkel és cink hatása az arbuszkuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan* 49(3–4): 465–476.
- TAKÁCS T., VÖRÖS I. 1998: Colonization of arbuscular endomycorrhizal fungi on maize affected by various N rates in long-term field experiment. *Agrokémia és Talajtan* 47(1–4): 289–296.
- VIERHEILIG H., COUGHLAN A. P., WYSS U., PICHE Y. 1998: Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Applied and Environmental Microbiology* 64(12): 5004–5007.
- VIERHEILIG H., STEINKELLNER S., KHAOSAAD T., GARCIA-GARRIDO J. M. 2008: The biocontrol effect of mycorrhization on soilborne fungal pathogens and the autoregulation of the AM symbiosis: one mechanism, two effects? Varma A.N. (3rd ed) *Mycorrhiza. State of the Art, Genetics and Molecular Biology, ECO-function, Biotechnology, ECO-physiology, Structure and Systematics*, Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. K. pp. 307–320.

STUDY OF ARBUSCULAR MYCORRHIZAL (AM) FUNGI UNDER THE PRESSURE OF
MONOCULTURE AND DIFFERENT CROP ROTATIONS IN A LONG TERM FIELD EXPERIMENT

Z. SASVÁRI, F. MAGURNO, K. POSTA

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Plant Protection Institute,
Microbiology and Environmental Toxicology Group
H-2100 Gödöllő, Páter K. utca 1., e-mail: Sasvari.Zita@mkk.szie.hu

Keywords: arbuscular mycorrhiza, crop rotation, monoculture, maize (*Zea mays* L.), biodiversity

Nowadays environmentally friendly crop production technologies more and more come to the fore, which ensure the reduction of the amount of fertilizer and pesticide while maintaining crop yield and quality. The arbuscular mycorrhizal (AM) fungi, that form symbioses with the majority of terrestrial plant species including a large proportion of cultivated plants, can play a significant role in this process. Different agricultural practices, such as mechanical disturbance, chemical fertilization and pesticide application can negatively affect the AM fungal community. Therefore, the objectives of our study were to assess the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) associated mainly with maize (*Zea mays* L.) in a long-term monoculture-based cultivation and various crop rotation systems (3 yrs alfalfa/5 yrs corn, 2 yrs wheat/2 yrs corn, and corn/spring barley/peas/wheat [Norfolk type] crop rotation systems), established at Martonvásár by the Agricultural Research Institute of the Hungarian Research Academy of Sciences. Our investigations aimed to determine the number of AM fungal spores in 1 g of the rhizosphere soils of plants, to estimate mycorrhization percentages, to identify the mycorrhizal fungi actively colonizing the roots of plants by molecular techniques (amplifying a portion of AM fungal 18S rDNA by nested-PCR), and to reveal the phylogenetic relationships among the members of the AM fungal community.

In accord once with the literature the root colonization rates and also the AM fungal spore numbers changed with the progress of the vegetation period. In corn monoculture we found a relatively rich AMF community even after such an extreme and durable reduction of host plant diversity. Furthermore, significant differences in the composition of AMF communities were detected between the maize monocropping and the crop rotation systems.

The research was supported by the TÁMOP 4.2.2/B-10/1-2010-011 „Development of a complex educational assistance/support system for talented students and prospective researchers at the Szent István University” project and by grants from the National Research Council (OTKA K101878).

A SZÉNÁSOK EURÓPA DIPLOMÁS TERÜLET TÁJVÁLTOZÁSÁNAK ÉS TERMÉSZETI ÁLLAPOTÁNAK VIZSGÁLATA, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A GYEPEKRE

BARÁTH Norbert, PENKSZA Károly

Szent István Egyetem-MKK Környezet és Tájgazdálkodási Intézet
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: barath.norbert@hotmail.hu

Kulcsszavak: Budai-hegység, Szénások, Európa Diplomás Terület, tájváltozás, feketefenyő telepítés, természetvédelmi kezelés

Összefoglalás: A Szénások Európa Diplomás Terület mind tájtörténeti, mind természetvédelmi kezelés szempontjából különösen érdekes térség. A dolomitjelenségnek köszönhetően a változatos felszínformákon a növény és állatfajok hatalmas diverzitása fejlődött ki az idő folyamán. Azonban az emberi tájhasználat következtében a táj arculata nagymértékben megváltozott, a természetes növénytakaró drasztikus változásokon ment keresztül. Az intenzív tájhasználat következtében lepusztult felszínek keletkeztek, amit később tájidegen feketefenyő (*Pinus nigra*) telepítésével igyekeztek ismét hasznosíthatóvá alakítani. Felismervén a terület kimagasló természetvédelmi értékét, elkezdődtek a védetté nyilvánítások és természetvédelmi beavatkozások az értékek megóvásának érdekében. Jelen tanulmány arra hivatott, hogy komplex módon összegezze a századok folyamán a táj változását és annak okait. Az irodalmi kutatás során a publikált adatok mellett igyekeztem levéltári forrásokból, illetve eddig nem közölt kéziratokból is információhoz jutni a területről. Az eredmények rávilágítanak a terület eltartóképességéhez igazodó tájhasználat fontosságára, valamint az erdészeti és természetvédelmi beavatkozások sikerességére.

Bevezetés

A Szénások-hegycsoport Európa Diplomás, fokozottan védett természetvédelmi terület hazánk természetvédelmi szempontból egyik legkiemelkedőbb területe. A dolomit alapkőzetnek köszönhető változatos felszínformákon a védett növény és állatfajok nagy faj- és egyedszámban fordulnak elő (ZÓLYOMI 1942, 1958). Leginkább unikálisnak tekinthetők a dolomitsziklagyepek és a rajtuk előforduló reliktum és endemikus növényfajok.

A terület nemcsak természetvédelmi, hanem tájtörténeti szempontból is kiemelt figyelmet érdemel. Az évszázadok során az ember átformáló tevékenysége, valamint a helytelen használat nyomai a mai napig rányomják bélyegüket a tájképre. Az erdők intenzív használata a XX. század elejére lepusztult dolomitkopárokat eredményezett a hegyek oldalain. A kopár felszínek hasznosítására feketefenyő (*Pinus nigra*) monokultúrákat telepítettek a térségben (JÁRÓ 1996, TAMÁS 2001). A század második felétől kezdődően a természetvédelem felerősödésével igyekeztek helyreállítani a természetesnek vélt állapotokat. A feketefenyő letermelésével az őshonos erdő- és gyeptársulások visszatelepedését segítették elő. Mára azonban nehéz megállapítani, mely területek voltak eredendően ős-gyepek vagy fás társulások.

Célként tűztem ki, hogy irodalmi kutatásom során feltárjam azokat a tájformáló tényezőket, emberi beavatkozásokat, természetvédelmi intézkedéseket melyek az Európa Diplomás Terület mai állapotának a kialakulásához vezettek. Kiemelten a gyepterületek alakulását, változását igyekeztem nyomon követni.

Anyag és módszer

Irodalmi kutatásokat az Országos Mezőgazdasági Könyvtár és Dokumentációs Központban, valamint a Szent István Egyetem könyvtárában végeztem. Emellett a Pest megyei Levéltár, illetve a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság pilisszentiváni irodájának könyvtára szolgált a legtöbb hasznos információval. Ezek elsősorban nem publikált jelentések és kéziratok formájában kerültek feldolgozásra. Egyes ábrák katonai és topográfiai térképek alapján készültek, ezeket a Hadtörténeti Intézet térképtára, illetve a Földmérési és Távérzékelési Intézet bocsátotta rendelkezésemre.

Eredmények és megvitatásuk

Az eddigi adatok alapján a Szénások területét az ember megjelenése előtt különböző erdőtársulások borították, csak a dolomitsziklagepek, lejtősztyeprétek és ezek xerotherm tölgyesekkel, karsztbokorerdőkkel alkotott társulásaik tekinthetők eredendően fátlan társulásnak. Az északi lejtők sekélyebb talajú részein elegyes karszterdők, a mélyebb talajú részeken, valamint a völgyekben gyertyános tölgyesek (helyenként bükk eleggyel), déli kitértnél mészkedvelő tölgyes, hegylábnál cseres-tölgyes társulás lehetett. A Nagykovácsiban talált legrégebb emberi leletek késő bronzkoriak, a Remete-szurdokban kőkori emlékeket is találtak (DOBOLYI és TÜRKÉ 2008).

Pest megye a középkorban az ország legfejlettebb megyéi közé tartozott. A 150 éves török uralom után megtépve, elmaradottan, központi súlyát veszítve tűnik fel újra. A XVI. század közepére a régi Pilis megye budai részén 51 középkori településből 31 már ekkor eltűnt. Az 1541-1566 és az 1593-1606-os hadjáratok alkalmával Pest megye hadszíntérré változott, korabeli források szerint *„most már csak marada az három város”* (Kecskemét, Nagykörös, Cegléd), egyébként *„Pest vármegye mind pusztja”*. Ebben az időszakban tűnt el Nagykovácsi és Pilisszentiván a térképekről (BARTFAI SZABÓ 1938).

Az újjátelepülés a XVII. század legvégén kezdődött. 1696-ban 2342 családot számoltak össze a megyében, 1728-ban 3321-et. A XVII század végén a felszabadító háborúk ismét pusztasággá változtatták a vidéket. A háború után az egész megyében összesen 12 település volt, a pilisi járásban 5. 1690-re azonban már a megyében 70-re nőtt a lakott települések száma, a pilisi járásban 26-ra. Megkezdődik a falvak betelepítése német ajkú lakossággal (Nagykovácsi, Pilisszentiván). A terület török meghódításától a Rákóczi-szabadságharc végéig tartó elnéptelenedés az egykor művelés alá vont területek elvadását eredményezte (KOSÁRY 1965).

Bár a Szénások-hegycsoport már régóta hasznosított terület volt, a XVIII. század elejéig legnagyobb részét természetközeli vegetáció foglalta el (DOBOLYI és TÜRKÉ 2008). Az 1783-ban készült katonai felmérésen már látható az ember tájtalalkító tevékenysége. Nagykovácsi és Pilisszentiván környékén nagy területek fátlanok (szántó, legelő) a Nagy- és Kis-Szénás elsősorban még erdős. Szőlőültetvényeket is találunk a térképen. A második katonai felmérés idején a Kis- és Nagy-Szénás már nagyrészt erdőtlen (1841). A harmadik katonai felmérés idejére (1889) az erdőtlen területek kiterjedése tovább nőtt. Ezeknek a térképeknek a segítségével állapítható meg egy gyp elsődleges vagy másodlagos mivolta, mindazonáltal a létrejött másodlagos dolomitgyepeket igen nehéz megkülönböztetni az elsődlegesektől.

Az egykor főleg tüzelőfa előállításra, legeltetésre és vadászatra használt erdőket a kocsánytalan tölgy és a csertölgy uralták, közöttük is a gyengébb minőséget adó sarak. A módszeres erdőgazdálkodás az 1880-as években kezdődött az első üzemterv elkészültével, mely szabályozta az erdőhasználatot, a fakitermelést, ezek következtében az erdőfelújítások rendjét (APATÓCZKY 1999). A század második felétől figyelmet kap az erdők hármaskörű funkciója (rekreáció, jó minőségű fa, tájegységek védelme). A vadgazdálkodás úttörő szerepet kapott a vidék vadállományának gondozásában. A hazánkban honos valamennyi emlős nagyvad faj része az erdei életközösségnek, valamint itt is megtalálható a betelepített muflon. A számottevő vadkár miatt kitolódott az erdőfelújítások szintideje (APATÓCZKY 1999).

1. táblázat Pest megye, a pilisi járás és Nagykovácsi benépesülése XVIII. században (MAKKAI 1959)
Table 1. Recolonization of Pest country, the Pilis district and Nagykovácsi in the 18th century (MAKKAI 1959)

Lakott helyek száma						
	1701. év	1703. év	1715. év	1728. év	1744. év	1760. év
Pest megye	134	140	137	156	169	177
Pilis járás	36	37	38	41	44	46
Adózó családok száma						
Pest megye	8350	8139	5274	10217	19283	28475
Nagykovácsi	20	17	19	55	103	102

Nagykovácsi a XIII. században jött létre. Egészen az 1540-es évekig a térség antropogén hatás alatt állt. Mezőgazdasági művelés folyt, erdőt vágtak, állatokat legeltettek. Bizonyosan tudjuk, hogy a 150 éves török uralom alatt az egész Budai-hegység elhagyott volt, a természetes folyamatoknak semmi sem szabott gátat. Eközben a környező vegetáció szukcessziója valószínűleg eljutott klimax stádiumig. Elmondható tehát, hogy a Szénások mai tájképének kialakulásában az egyik első tényező az 1701-ben újraterlept falu volt.

A XVIII. század elejétől már maradtak fenn írásos emlékek. A feljegyzések szerint a szántók a Zsíros-hegy és a Nagy-Szénás lankás hegy lábainál helyezkedtek el, a legelők a domboldalakon. Az 1703-as dicalis összeírás szerint 25 hold vetésterület állt művelés alatt. 1716-ra 50 holdat hasznosítottak a fennmaradt dokumentumok alapján (dicalis összeírás 1703, 1716). 1728-ban a következőt írták a faluról: „... megtermi a saját szükségletére való kenyérgabonát, kendert, sőt szőlő is van, hét éve kezdték az irtványon telepíteni... a réteken jó a fű, az erdőket is legelőnek használják... az erdőket tűzifa és építkezésre termelik...” (regnicolaris összeírás 1728). Az idézet sok lényeges információt tartalmaz, elsősorban az erdőkre vonatkozóan. Az erdők nem fenntartható hasznosítása (a hegyoldalakon a legeltetés gátat szab az erdő természetes felújulásának) már ebben az időben megkezdődött, ami a XX. század elején kialakult dolomitkopárok előzményének tekinthető. Az 1817-es összeírás szerint a szántók és irtványföldek területe kismértékben csökkent, a rétek területe kétszeresére nőtt. 1843–44-ben a szántó területe változatlan, a rétek területe tovább nőtt, az irtványföld és a szőlő a kaszáló területébe olvadt. Az 1852-es összeírás a szántóterületek növekedését mutatja, a nemrég telepített szőlőterületek csökkentek (SZATMÁRI 1974). Az 1850-es adatok szerint 170 hold hasznavehetetlen terület található a község határán belül (SZATMÁRI 1974). Meglehet, ezek már lepusztult dolomitkopárok

voltak. Az 1895-ben és az 1935-ben végzett országos mezőgazdasági összeírásból látszik, hogy negyven év alatt alig történt változás a művelési ágakat illetően. Ami talán említésre méltó, az erdőterületek csökkenése, valamint az adó alá nem tartozó terület növekedése. Ez valószínűleg a dolomitkopárok területének növekedését jelenti. A 342 kataszteri hold legelőből csak hét hold terült el síkon, a többi a Nagy-Szénás, de főleg a Zsíros-hegy oldalán volt. Azt is feljegyezték, hogy 93 hold legelő fásított volt (SZATMÁRI 1974). Az adatok igen fontosak, hiszen kiderül, hogy a legeltetés szinte kizárólag a dolomithegyek oldalában történt.

Az 1945 után bekövetkezett földreform gyökeresen átalakította a birtokstruktúrát. A 2400 holdas grófi erdő állami tulajdonba kerül, és többet nem játszik szerepet a falu gazdasági életében. Az állatállomány növekedésével a legelőket ismét megterhelték a Nagy-Szénás és a Zsíros-hegy lábánál. A mezőgazdaság az 1950-es évekre átállt a szocialista gazdasági modellre (SZATMÁRI 1974).

2. táblázat Nagykovácsi mezőgazdasága egy 1895-ös összeírás szerint (kataszteri hold).

(Mezőgazdasági Statisztika 1897)

Table 2. Agriculture in Nagykovácsi in 1895 (cadastral acres)

(Agricultural Statistic 1897)

<i>Gazdaságok száma: 321</i>	<i>A község egész határában</i>	<i>Tisza Lajos gróf birtokában</i>	<i>A falusiak birtokában</i>
Szántóföld:	1859	370	1489
Kert:	61	6	55
Rét:	94	19	75
Szőlő, beültetve:	-	-	-
Szőlő, parlagon:	30	-	30
Legelő:	349	56	293
Erdő:	2855	2555	300
Adó alá nem eső terület:	186	39	147
Összes terület:	5434	3045	2389

3. táblázat Nagykovácsi mezőgazdasága egy 1935-ös összeírás szerint (kataszteri hold)

(Magyar Statisztikai közlemények)

Table 3. Agriculture in Nagykovácsi in 1935. (cadastral acre) (Hungarian Agricultural Statistic)

<i>Gazdaságok száma 628</i>	<i>A község egész határa</i>	<i>Tisza L. Kálmán gróf birtokában</i>	<i>A falusiak birtokában</i>
szántóföld	1853	288	1465
Kert	80	19	61
Rét	69	2	67
Szőlő	-	-	-
Legelő	342	53	289
Erdő	2815	2443	372
Adó alá nem eső t.	203	35	168
Összes terület	5362	2940	2422
Aranykorona érték	23941	6664	17277

A XVIII. század elején érkezett német telepesek a hagyomány szerint ígáslovakkal érkeztek. A hegyoldalak megmunkálása, a szolgáltatások végzése ígásokrök tartását tette szükségessé. Pest megyében a töröktől visszafoglalt helyeken a külterjes állattartás volt jelentősebb a mezőgazdasággal szemben. Az ígásmarhák számának növekedése jelzi tulajdonképpen a XVIII. században a gazdasági fejlődés ütemét (SZATMÁRI 1974).

„A kovácsiak a betelepüléstől kezdve itt legeltették állataikat (Zsíros-hegy, Nagy-Szénás), és innen hordták tüzelőjüket. Az elkarsztosodás akkor kezdődött, amikor 110 évvel ezelőtt az erdőt kiirtották.” (GRESZL 1962).

A forrás szerint a Zsíros-hegyen és a Nagy-Szénáson a legeltetés már a XVIII. század legelején megkezdődött. A 150 éven át tartó legeltetés után letermelték az erdőt is, ez vezetett a kopár felszín kialakulásához. A legeltetés következtében fellépő eróziós folyamatok, valamint a természetes újulat hiánya következtében indulhatott meg a nemkívánatos folyamat.

4. táblázat Nagykovácsi állattartásának számszerű adatai a XVIII. század végétől a jobbágyrendszer felszámolásáig (SZATMÁRI 1974)

Table 4. Husbandry in Nagykovácsi since the late 18th. century till the elimination of the serfdom system (SZATMÁRI 1974)

	1771. év	1828. év	1836-37. év	1852. év	1857. év
Ökör:	205	-	56	-	-
Ló:	208	160	211	231	188
Tehén:	235	127	139	352	362
Juh és kecske:	-	-	-	50	-
Sertés:	-	27	-	83	-

A kiegyezés után megélénkült gazdasági fejlődés Nagykovácsiban az állattartás téren érezhető leginkább. Az 1895-ös gazdasági összeírás szerint a következő állománnyal rendelkezett a falu: szarvasmarha 765 db, ló 399 db, juh 654 db, sertés 682 db, kecske 12 db, méhkas 108 db, baromfi 3562 db (Mezőgazdasági statisztika 1972). Az állatállomány ilyen mértékű növekedése mellett a teljesen külterjes állattartás lehetetlenné vált. A 349 kat. hold hegyoldali legelőt az állomány bizonyára túlhasználta. Az 1935-ös mezőgazdasági összeírás a következőket közli: szarvasmarha 820 db, ló 287 db, sertés 971 db, kecske 22 db, házinyúl 155 db, méhkas 85 db, baromfi 4959 db (Magyar statisztikai közlemények 1972).

Az 1900-as évek elején figyeltek fel a kopár területek növekedésére hazánkban. 1913-ban törvényben írták elő a területek erdősítését, közérdekre hivatkozva. A Budapest környéki fásítás vezetését Cselei J. erdőmérnök vállalta. Tudományosan előkészített kopárfásítási terv a II. világháború után készült HÉDER (1954) vezetésével, aki elegyetlen feketefenyveseket még a dolomitkopárokra sem javasolt (MADAS 1981).

A Szénásokra telepített fenyőállományok 70 éves múltra tekintenek vissza: „... A sikertelen kísérletek Cselei erdőfőtanácsost arra készítették, hogy a Kovácsi és a Pilis hegyek erdősítési munkáit maga vegye kézbe. Amint ma Solymár, Nagykovácsi, Pilisszentiván és Pilisborosjenő hegyein láthatjuk, munkája eredményes volt. 1935-ben kezdte el az erdőtelepítést a Zsíros-hegy nyugati oldalán. A hegyoldalakon egymástól 120 cm távolságban 30 cm mély, alul 25, felül 35 cm széles árkokat ásatott, és azokat megtöltötte

leiszapolt humusszal. A kovácsi iskolások és fiatalok segítségével az árkokba feketefenyő csemetéket ültettek, melyek szép fejlődésnek indultak.” (GRESZL 1962).

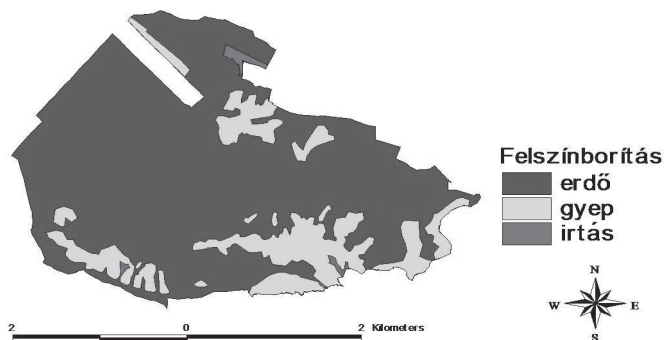
A kopároknak – jellegüknek megfelelően – különleges talaj-előkészítéssel vagy földhordással erdősíthető részei lehetnek. A talaj-előkészítés padkás ugróárkos talajmunkát igényel, ezt követi a feketefenyő magvetése. A meglévő elegyetlen feketefenyő állományok töltelékfákkal történő kiegészítése javasolt (DANSZKY 1962).

A felszínborítást ábrázoló térképen jól látszanak az erdősítési folyamatok. A XX. század elején találkozunk a legnagyobb kiterjedésű kopár területekkel. A század második harmadában meginduló fenyvesítési program következtében jócskán lecsökkentek a kopár felszínek. A 2005-ös állapotok kifejezetten fragmentált, kis kiterjedésű gyeptöbbségeket ábrázol. Ennek oka nemcsak a tudatos erdőtelepítés, közrejátszhatott a spontán erdősödés folyamata is.



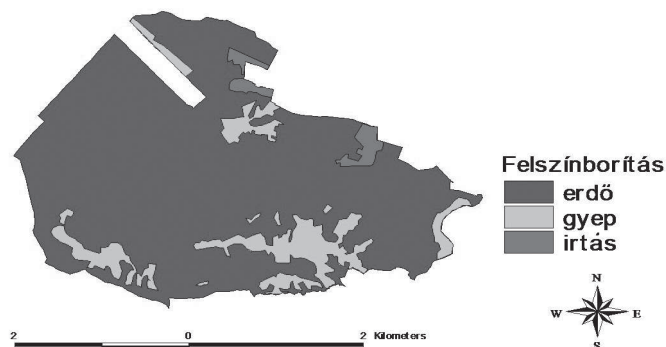
1. ábra A Zsiros-hegy a XX. század elején
Figure 1. The Zsiros Hill in the early 20th century

A Szénások felszínborítása 1922-ben



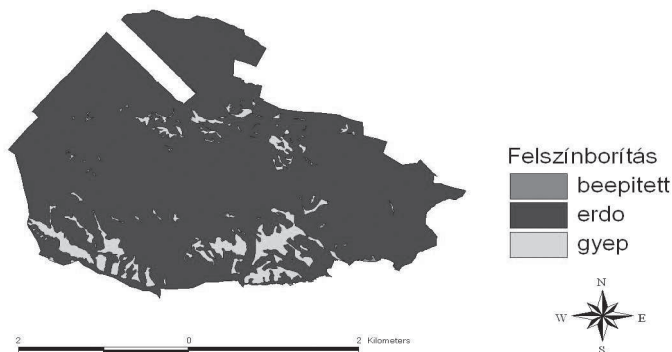
2. ábra A Szénások Európa Diplomás terület felszínborítása 1922-ben
Figure 2. Land cover of the Szénások European Diploma Area in 1922

A Szénások felszínborítása 1951-ben



3. ábra A Szénások Európa Diplomás terület felszínborítása 1951-ben
Figure 3. Land cover of the Szénások Eurpean Diploma Area in 1951

A Szénások felszínborítása 2005-ben



4. ábra A Szénások Európa Diplomás terület felszínborítása 2005-ben
Figure 4. Land cover of the Szénások Eurpean Diploma Area in 2005

5. táblázat A Szénások Európa Diplomás terület felszínborítási adatai (ha) a XX. század folyamán
Table 5. Land cover of the Szénások European Diploma Area in the 20th century (hectare)

	1922	1951	2005
Erdő:	976,81	1016,92	1096,93
Gyep:	211,57	151,72	96,34
Irtás:	5,74	25,48	-
Beépített:	-	-	0,85
Összesen:	1194,12	1194,12	1194,12

A feketefenyvesek átalakítására HORÁNSZKY és SIMON (1975) vezetésével 1980-tól kezdődően került sor. A meredek oldalakon lékeket vágtak, ahol a gyepek és a cserjeszint fajai fokozatosan tudtak megtelepedni, majd ezeket a lékeket kibővítették (KÉZDY 2008).

HORÁNSZKY (1982) készített szakvéleményt a gyérítés további szükségességéről. Ezután több erdőrészletben is megkezdtek a feketefenyves átalakítását, fokozatosan, a sziklagyepfoltok és a lombos erdő állomány megőrzésével. A cél lassan növekvő lombos állomány elérése, valamint a nyílt és zárt dolomitsziklagyepre telepített feketefenyves állomány gyérítése volt. Több kísérleti vágás történt a lombos állomány növekedésének vizsgálata céljából. Egyes elszórt feketefenyő állományok teljes letermelése is megtörtént (MADAS 1982).

A fenyőgyérítés hatására az eddig tengődő dolomitlen (*Linum dolomiticum*) tövek vegetatív fejlődése fokozódott, a magképzés majdnem elérte a fenyőmentes populációk mértékét. A fenyő árnyékát bíró kékes borkóró (*Thalictrum pseudominus*) már a gyérítést követő első tenyészidőben virágzásnak indult. A hangyabogáncs (*Jurinea mollis*), a lappangó sás (*Carex humilis*), és sudár rozsnok (*Bromus erectus*) csenevész tövei 30–50%-os lombzatgyarapodást mutattak. A megújuló gyepterítés néhol elérte a 80–100%-ot. A fák közül a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) terjedt leggyorsabban, magról molyhos tölgy és cser is nőtt. Problémát okoz a sok fenyőág, valamint a fenyő magszórása és felújulása (HORÁNSZKY 1982).

2000-től kezdődően évente több hektáron, 2003-tól kezdődően 2008-ig összesen 77 hektáron bontották meg az állományt, hogy a honos fajok megtelepedhessenek, és őshonos növénytársulások jöhetnek létre. A kitermelés során legfontosabb az erózióvédelem, ezért a törzsek 50%-a eróziófogó gátként visszamaradt. A beavatkozások mértéke a hegyoldal meredekségétől és a lombos fajok elegyarányától függ. Sok esetben kíméletes közelítési eljárást alkalmaznak erdészeti csúszda használatával (KÉZDY 2008).

A terület természetvédelmi kezelésében már az 1970-es években feltűnik a modern, aktív természetvédelmi felfogás, ezt példázzák az alábbi feljegyzések a természetvédelmi területek üzemtervével kapcsolatosan:

„Az üzemtervek készítését megelőző helyszíni szemlére a természetvédelmi szakemberek nem kaptak értesítést. Az így elkészült üzemterv a védetté nyilvánító határozat előírásait alkalmazza, mely már nem felel meg a módosult viszonyoknak. A területen tiltanak minden erdőkezelési munkát. A védett fajok érdekében azonban szükséges az erdő megfelelő kezelése. Ezért újabb helyszíni bejárást követően az üzemterv módosítását javaslom.” (MADAS 1981).

„A módosult viszonyok következtében a határozat módosítása indokolt. Az erdő természetes felújulásának lehetőségét biztosítani kell, a nem őshonos fajok telepítését meg kell szüntetni, a pilisi len (*Linum dolomiticum*) élőhelyén a feketefenyő állományt le kell cserélni, gyepeket jelenlegi állapotukban kell megtartani, idős feketefenyő egyedeket melyek magányosan állnak a magszórás elkerülése érdekében ki kell vágni.” (MADAS 1981).

A Szénások-hegycsoport Európa Diplomás Terület köré 2005-ben egy vadkerítést építtetett a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, ezen belül a nem őshonosnak számító muflon és dámszarvas állományt igyekeztek teljesen kizárni, emellett az őshonos nagyvadfajok számát a terület vélt eltartóképességéhez igazították. Ezek a beavatkozások kiemelten fontosnak bizonyultak, ugyanis a területen addig előforduló vadállomány

mennyisége komolyan veszélyeztette az erdők természetes felújulását, valamint a dolomitsziklagyeppek jó természetességi állapotát (KÉZDY 2008).

A Szénások területén a századok folyamán bekövetkező különböző folyamatok és hatásaik tanulságosak lehetnek a helyes tájhasználat megválasztása szempontjából. A meredek hegyoldalakon való fakitermelés, legeltetés következménye a vékony talajréteg lepusztulása lett. A dolomitkopárok egy részén másodlagos, értékes fajokban gazdag dolomit-sziklagyep alakult ki. Nagy területek azonban csupasz felszínként jelentkeztek, ezek hasznosítását tűzte ki célul a XX. század elején az erdészet. Az akkoriban újdonságnak számító feketefenyő telepítések erdészeti szempontból sikeresnek mondhatóak. Az telepítések megmaradtak és felnőttek, elősegítve a lepusztult talaj újraképződését. A terület védettségét követően a természetvédelem feladata volt a megfelelő eszközök kiválasztása révén visszaállítani a természetesnek vélt állapotot. A szakma okulva a korábbi tájhasználat hibáiból a helyreállítási munkáknak tudatosan és igen óvatosan kezdett neki. Ennek köszönhetően az eddigi élőhelyrekonstrukciós folyamatok sikeresek voltak és nem veszélyeztették az újraképződött talaj lepusztulását. Hála a természetvédelmi beavatkozásoknak ma a Szénások Európa Diplomás terület a hazai természetvédelem egyik unikális és természetvédelmi kezelés szempontjából példaértékű területe.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti Bíró Sándort a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság természetvédelmi örét, valamint Dr. Centeri Csabát akik segítséget nyújtottak a tanulmány elkészítésében.

Irodalom

- APATÓCZKY. I. 1999: Budakeszi erdészet jelentősége. In: Erdészettörténeti közlemények XLI. 109–124. p. Oroszi Sándor (szerk.), Budapest.
- BÁRTFAI SZABÓ L. 1938: Pest megye történetének okleveles emlékei 1002–1599. Akadémia kiadó, Budapest.
- DANSZKY I. (szerk.) (1962): Dunántúli-középhegység erdőgazdasági tájcsoport. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- DICALIS ÖSSZEÍRÁS 1703, 1716, 1725, 1736, 1744, 1752. Pest megyei Levéltár.
- DOBOLYI K., TÜRKE I. 2008: A Szénás-hegycsoport tájtörténete. In: DOBOLYI K. (szerk.): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoport területén, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- GRESZL F. 1962: Die heilige Firmung. – Grosskovatscher Heimatbuch. Heitersheim.
- HÉDER I. 1954: Dolomit és mészkőkopárokra telepített erdők hatásvizsgálata és a kiöregedő állományok felújítása. Erdészeti Kutatások 1954(2): 87–101.
- HORÁNSZKY A. 1982: Szakvélemény az OKTH Budapesti felügyelősége megbízásából a Kis- és Nagyszénáson végzett kísérleti fenyőgyérítési munkáról. Duna-Ipolya Nemzeti Park Igazgatóság Pilisszentiváni iroda könyvtára.
- HORÁNSZKY A., SIMON T. 1975: Javaslat a Kis- és Nagy-Szénás természetvédelmi területek összevonásáról. DINPI Pilisszentiváni iroda könyvtára.
- JÁRÓ Z. 1996: Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvédelmi Közlemények 3–4: 21–53.
- KÉZDY P. 2008: Természetvédelmi kezelés a Szénásokon. In: DOBOLYI K., KÉZDY P. (szerk.): Természetvédelem és kutatás a Szénás-hegycsoporton, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- KOSÁRY D. 1965: Pest megye a kuruckorban. In: KELETI F., LAKATOS E., MAKKAI L.(szerk.) (1965): Pest megye múltjából. A Pest megyei levéltár kiadványa, Budapest.
- MADAS K. 1981: Dokumentum a Kis- és Nagy-Szénáson történt erdészeti beavatkozásról. DINPI Pilisszentiváni iroda könyvtára.
- MADAS K. 1982: Dokumentum a Kis- és Nagy-Szénáson végzett természetvédelmi célú beavatkozásról. DINPI Pilisszentiváni iroda könyvtára.

- MAGYAR STATISZTIKAI KÖZLEMÉNYEK: Új sorozat. 83. köt. Az 1930. évi népszámlálás. I. rész. Demográfiai adatok községek és külterületi lakott helyek szerint. Szerk. a Magyar Kir. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest, 1932, Stephaneum Nyomda Részvénytársaság. pp. 4–11.
- MAKKAI L. 1959: Pest megye története 1848-ig. Különlenyomat Pest megye műemlékei című munkából, Budapest.
- MEZŐGAZDASÁGI STATISZTIKAI ADATGYŰJTEMÉNY 1870–1970. 1972. III. Községsoros adatok. Növénytermesztés. 1972 Budapest.
- MEZŐGAZDASÁGI STATISZTIKAI ADATGYŰJTEMÉNY 1870–1970. 1972. III. Községsoros adatok. Állattenyésztés 1–5. köt. 1972 Budapest.
- REGNICOLARIS ÖSSZEÍRÁS 1728. Pest megyei levéltár.
- SZATMÁRI L. 1974: Régi- és új barázdák nyomában. A Nagykovácsi Vörös Hajnal mezőgazdasági termelőségvetkezet kiadványa, Budapest.
- TAMÁS J. 2001: A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárookra. Természetvédelmi Közlemények 9: 75–85.
- ZÓLYOMI B. 1942: A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. Botanikai Közlemények 39(5): 209–231.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: Pécsi M. (szerk.) Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest.

STUDY OF LANDSCAPE CHANGES AND NATURALNESS STATE OF THE SZÉNÁSOK HILLS EUROPEAN DIPLOMA AREA, WITH SPECIAL ATTENTION TO THE GRASSLANDS

N. BARÁTH, K. PENKSZA

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
e-mail: barath.norbert@gmail.com

Keywords: Budai Mountains, Szénások, European Diploma Area, landscape change, Austrian pine plantation, conservation management

Summary: The Szénások European Diploma Area is a particularly interesting region regarding its landscape history and conservation management. Due to the dolomite effect, a high diversity of plant and animal species have developed in the varied landforms. However, owing to human land use, the landscape has been greatly changed, and the natural vegetation has undergone drastic changes. Due to the intensive land use, eroded surfaces have appeared, which were afforested by non-native Austrian pine (*Pinus nigra*). Recognizing the outstanding conservation value of the area, declaration of protection and conservation interventions began in order to preserve the natural values. This study is aimed to summarize the different landscape changes occurred during the last centuries. In course of the literary research, we collected information from archives and unpublished manuscripts, besides published data. The results highlight the importance of the adapted land use and the success of the forestry and nature conservation interventions.

MARADVÁNYERDŐK A KISALFÖLDI PEREMVIDÉK ERDŐSSZTYEPP ZÓNÁJÁBAN

RIEZING Norbert

2851 Környe, Alkotmány u. 43/7.; nriezing@gmail.com

Kulcsszavak: Kisalföld, erdőssztyepp, tájtörténet, maradvány homoki és lösztölgyesek

Összefoglalás: A dolgozat a Győr-Tatai Kisalföld és a környező dombvidékek közötti határterület korábban nem vizsgált természetszerű erdeinek vegetációjával és tájtörténetével foglalkozik.

A tájtörténeti vizsgálatok során a természetesnek tűnő erdők egy részéről bebizonyosodott, hogy mesterségesen ültetettek. Ilyenek például az egykori kastélyparkok, melyek gyakran korábbi alföldi erdőségek utolsó maradványainak tűnnek. Természetszerű megjelenésük annak is köszönhető, hogy kialakításuk idején ezeket a kor ismeretének megfelelően a tapasztalatok alapján a termőhelyre illő, többnyire őshonos fajokkal ültették be (természetszerű lombkoronaszint). A vizsgálatok alapján az aljnövényzet bizonyos fajai kedvező termőhelyi adottságok és antropogén hatások (szándékos telepítés, véletlen behurcolás) mellett fél évszázad alatt még az elszigetelt területekre is betelepülhetnek (természetszerűnek tűnő gyepszint). Az eredmények ismeretében érdemes lenne megvizsgálni és újra átgondolni, hogy az alföldi parkok növényzete mennyiben reliktum jellegű.

A maradvány jellegű állományok ugyanakkor teljesen degradálódhatnak, jellemző fajaik eltűnnek, jellegtelenné válnak. A jobb állapotú maradvány erdőfoltok igen változatosak, szinte minden fragmentum más és más asszociáció utolsó képviselője a térségben. A kimutatott társulások a következők: nyílt homoki tölgyes (*Populo canescens-Quercetum roboris*), nőszirmos pusztai tölgyes (*Iridi variegatae-Quercetum roboris*), zárt homoki tölgyes (*Polygonato latifolio-Quercetum roboris*), nyílt lösztölgyes (*Aceri tatarico-Quercetum roboris*), zárt lösztölgyes (*Pulmonario mollis-Quercetum roboris*), alföldi gyertyános-tölgyes löszön (*Corydalido cavae-Carpinetum*). Ezek az erdők térségbeli ritkaságuk miatt kiemelt természetvédelmi jelentőséggel bírnak, ugyanakkor igen veszélyeztetettek.

Bevezetés

A szerző korábbi publikációjában láttuk, hogy a Kisalföld keleti felében a természetszerűnek és maradványnak tűnő erdők valójában többnyire ültetettek, melyeket korábban szántók vagy gyepek helyén hoztak létre (RIEZING 2011). A tájtörténeti vizsgálatok alapján mindössze néhány, napjainkra jelentősen átalakított (degradált) állományról derült ki, hogy természetes eredetűnek, maradvány jellegűnek tekinthető. Vajon vannak-e még maradvány alföldi erdők a térségben, még ha nem is a földrajzi értelemben szigorúan vett Kisalföldön, hanem annak peremén? Ha igen, milyen állapotúak ezek az állományok és mely asszociációba sorolhatóak? A vizsgálatokkal e kérdésekre keressük a választ.

Anyag és módszer

Jelen dolgozat a Győr-Tatai Kisalföld (RIEZING 2011) és a környező dombvidékek közötti határterület természetszerű, erdőssztyepp erdeivel foglalkozik. MAROSI és SOMOGYI (1990) kistájbeosztását követve az érintett kistájak: Igmánd-Kisbéri-medence, Sári-Bakonyalja, Bársonyos. A földrajzi nevek megadásakor mind a helyiek által használt neveket, mind az 1:10 000 méretarányú (EOV) topográfiai térképeken jelölt megnevezéseket figyelembe vettem. Amennyiben a kettő különbözik, mindkettőt feltüntettem. A közigazgatási határok megállapítása az 1:10 000 méretarányú EOV térképek alapján történt.

A teljes vegetációs időszakot felölelő terepbotanikai kutatások 2000-2012 között zajlottak, mely során térképek és légi felvételek alapján lokalizáltam a különféle erdőfoltokat. A növények nevezéktana KIRÁLY (2009) munkáját követi, az asszociációk azonosítását BORHIDI ÉS SÁNTA (1999), KEVEY (2008), valamint BÖLÖNI et al. (2011) munkái alapján végeztem.

A florisztikai adatok gyűjtése mellett azok florisztikai, növényföldrajzi értékeléséhez elengedhetetlen lelőhelyük tájtörténetének, így az erdőfoltok/erdőtömbök történetének az ismerete. A tájtörténeti vizsgálatok során felhasználtam a korábbi térképek (az első katonai felméréstől napjainkig) információanyagát, régi légi felvételeket, erdészeti üzemtervi adatokat, valamint a helyi idős emberekkel folytatott interjúk során szerzett információkat. Szükség esetén a különböző időszakokból származó térképek és légi felvételek adatait egyetlen térképre átvéve és azt a jelenkori vegetációval összevetve kerestem összefüggéseket, próbáltam megérteni jelenségeket. Irodalmi adatok alapján a vizsgált erdőket korábban nem kutatták.

Eredmények és megvitatásuk

A vizsgálatok során a korábbi terepbejárások tapasztalatai, valamint erdészeti üzemtervi adatok és talajtérképek alapján kiválasztott 10 erdőfolt/erdőtömb részletes felmérése készült el.

Lázi-erdő

A Lázi-erdő (az EOV térképen Palántás-dűlő) Lázi és Bakonybánk között, a műúttól délre található. Az erdészeti üzemtervek alapján az erdőrészletekben középmély és mély termőrétegű barnaföld, illetve a hordalékkúp tetején sekély termőrétegű köves váztalaj található.

A mai Lázi-erdő a 18. században és a 19. század első felében még egy nagyobb erdőtömb északnyugati nyúlványának a része. Az erdőség a 18. században még összefügg a bakonyi erdőkkel, a 19. században viszont már egyre jobban elszigetelődik attól. Mára már csak egy mintegy 30 hektáros erdőfolt maradt, de ennek jelentős részét is akácültetvények alkotják. A természetszerűnek tekinthető erdők kiterjedése kevesebb mint 20 hektár.

Alapvetően egy korábban erősen túlhasznált (makkoltatott, legeltetett, sarjztatott), átalakított, degradált aljnövényzetű erdő képét mutatja. A lombkoronaszintben szinte csak *Quercus cerris*-t találunk, elvétve fordul elő egy-egy *Quercus robur*, illetve az üdébb völgyalji részen a *Cerasus avium*. A sekély termőrétegű kavicsos hordalékkúpon a letörpült *Quercus cerris* mellett a *Quercus pubescens* és a *Pyrus pyraeaster* is megjelenik. A cserjeszint fejlettsége (részben antropogén hatásoknak köszönhetően) tág határok között változik. Jellemző fajok: *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Crataegus monogyna*, *Sambucus nigra*, *Euonymus europaeus*, *Rubus caesius*, *Cerasus mahaleb*. A molyhos tölgyes részen a *Viburnum lantana* is megjelenik. Az aljnövényzetre a generalista fajok jellemzőek, színező elemeket alig találunk. A kora tavaszi aszpektus az üdébb völgyalji részekben is fejletlen, többnyire hiányzik. A *Corydalis cava* és *Corydalis pumila* meg-

jelenik ugyan, de csak néhány kisebb folt. Megtalálható még szórványosan az *Arum orientale*, az *Astragalus glycyphyllos*, az erdőszéleken, nyiladékokban pedig a *Clinopodium vulgare*, *Festuca heteropylla*, *Sedum maximum*, *Viscaria vulgaris*.

A termőhelyi adottságok alapján a természetes növényzet jobbára gyertyános-kocsányos tölgyes lehetett, melyet a kavicsos hordalékkúp sekély termőrétegű talaján cseres-molyhos tölgyes állomány válthatott fel. Az erdőborítás a korabeli térképek tanúsága szerint folyamatosnak tekinthető, tehát az állomány maradvány jellegű. A régebbi gazdálkodásról írásos adatokat nem sikerült találni, de valószínűsíthető, hogy igen intenzíven legeltethették, makkoltathatták, sarjzathatták az erdőt, melynek eredményeként az érzékenyebb fajok eltűntek, vagy nagyon visszaszorultak. Jelenleg nem tudjuk, hogy a két *Corydalis* faj fennmaradt-e a területen, vagy újbóli vissztelepülés eredményeként láthatóak ma is. Érdeemes azonban megemlíteni, hogy előfordulásaik erdészeti utak mellett találhatók...

Összességében megállapítható, hogy bár a Lázi-erdő maradvány jellegű, az évszázados tájhasználat jelentősen átalakította, degradálta, jellegtelenítette az állományokat.

Réde és Sikátor közötti erdők

Az (egyébként pontatlan) agrotopográfiai térkép Réde és Sikátor települések között löszös üledéken kialakult csernozjom barna erdőtalajt jelez, melyen a termőhely alapján alföldi lösztölgyesek is lehetnek. Erdőssztyepp maradványok reményében vizsgáltuk ezért a két település közötti erdőtömb északi részét, mely egészen a bakonybáni határig nyúlik (közel 110 hektár). Az EOVS térképen Sági-fenyves, Borka-szilvás és Szentkút-berek nevű erdők tartoznak ide. A 18. század végén ezek még egy nagyobb, egészen a Lázi-erdőig nyúló erdőtömb szerves részét képezték, de az elmúlt évszázadok során az erdők jelentős részét kiirtották, helyükön ma főleg szántókat találunk. A megmaradt összefüggő erdőtömbnek a vizsgált terület a legészakibb (Kisalföld felé nyúló) része.

Az erdészeti üzemtervek alapján az erdők alatt többnyire közepmély termőrétegű barnaföld (lössz alapkőzeten), illetve rozsdabarna erdőtalaj (homok alapkőzeten) található (utóbbi jóval kisebb területen). Az állományok nagy része cseres-kocsánytalan tölgyes, ahol a *Quercus cerris* a domináns, többfelé elegyetlenül fordul elő. A *Quercus petraea* szerepe alárendelt. A *Quercus robur* jóval ritkább, elegyaránya helyenként mégis meghaladja a 10 %-ot. További jellemző kísérő fafajok: *Acer campestre*, *Tilia cordata*, *Cerasus avium*, *Ulmus minor*, *Sorbus torminalis*, valamint az egyik meredekebb lejtőn a *Fraxinus ornus* és az *Acer platanoides*. A száraz tetőkön, gyakran kavicsos talajon többfelé *Quercus cerris* és *Quercus pubescens* dominálta foltok alakultak ki. Jellemző elegyfajaik: *Quercus petraea*, *Acer campestre*, *Ulmus minor*, *Sorbus torminalis*, *Pyrus pyraeaster*, de néhol van *Quercus robur* is. Helyenként még felnyúló, füves aljnövényzetű részek is láthatóak. Foltszerűen a völgyekben vagy a Cuhai-Bakony-ér egykori árterének peremén gyertyános-tölgyeseket találunk. A tölgyet itt elsősorban a *Quercus cerris* jelenti, de többfelé megjelenik a *Quercus robur* is.

Az erdők aljnövényzetéből – feltehetően a korábbi tájhasználat következtében – gyakran hiányoznak a színező elemek. A szárazabb tölgyesekben, különösen a dombtetőkön és a letöréseken sokfelé megfigyelhető a termőréteg elvékonyodása és a talaj felső rétegének elsavanyodása. A völgyalji gyertyános-cseresekből a kora tavaszi aszpektus

növényzete többnyire hiányzik, az csak a Cuhai-Bakony-ér egykori árterével érintkező erdőkben, foltszerűen lelhető fel. Jellemző, olykor kisebb foltokban megjelenő fajok: *Galium odoratum*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola odorata*, a déli részeken a *Corydalis cava* és a *Corydalis pumila*, valamint az erdőtömb északi részén az *Anemone ranunculoides*. A Szentkút-berek mély völgyének északias kitettséggű aljában kisebb folton megtalálható még az *Anemone nemorosa*, *Isopyrum thalictroides*, *Gagea lutea* és a *Ribes rubrum*. A gyertyános-tölgyesek jellemző fajai még: *Stachys sylvatica*, *Arum orientale*, *Circaea lutetiana*, *Sanicula europaea*, *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum multiflorum*, valamint a ritkébbak közül a *Dipsacus pilosus*, *Lilium martagon*, *Salvia glutinosa* vagy a *Sisymbrium strictissimum*. A Cuhai-Bakony-ér egykori árterével érintkező részeken többfelé tömeges az *Aegopodium podagraria*. Az északi rész erdőszéleinek érdekesebb növénye az *Althaea cannabina*.

Ezek az állományok mind a termőhelyi viszonyok, mind a fajkészletük alapján inkább a középhegységi erdőkhez sorolhatók.

Bakonyszombathely: Kavicsos-hegy/Botka-dűlő (EOV)

A vizsgált erdőfolt helyén a 18. század végén még szántót, a 19. század közepén pedig gyepet és szántót jelölnek a térképek. A délies kitettségű, az erdészeti üzemtervek szerint középmező termőrétegű humuszos homok talajon álló, közel 90 éves cseres-kocsányos tölgyes állomány nagy részét mára letermelték, mindössze két hektár maradt belőle. Ennek tulajdonviszonyai rendezetlenek, tervszerű gazdálkodás jó ideje nem folyt benne (alkalmi fakitermelés azonban megfigyelhető).

A *Quercus cerris* dominálta állományba *Quercus robur* elegyedik, de szálanként megjelenik a *Cerasus avium*, a *Quercus pubescens*, a *Quercus petraea*, a *Fraxinus excelsior*, a *Carpinus betulus*, a *Tilia cordata*, a *Pyrus pyraeaster*, *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*, az erdőszélek felől pedig terjed a *Celtis occidentalis* és a *Robinia pseudoacacia*. A cserjeszint fejlettsége változó, jellemző fajai: *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*. Az erdő alapvetően száraz, a kora tavaszi aszpektus fejletlen: mindössze néhány *Viola odorata*, *V. x praesignis*, *Corydalis pumila*, *Ranunculus ficaria*, vagy *Gagea lutea* jelenik meg. Gyakori a *Polygonatum latifolium*, szórványos a *Polygonatum multiflorum*. Az aljnövényzet jellemző, gyakori fajai: *Brachypodium sylvaticum*, *Dactylis polygama*, *Poa nemoralis*.

Az erdőfolt lombkoronaszintje elég fajgazdagnak tekinthető. Megfigyelhető, hogy a tölgyek mellett az elegyfajok jóval fiatalabbak. A gypeszintre az általános lomberdei fajok jellemzőek. A tájtörténet ismeretének hiányában olyan maradvány jellegű erdőnek gondolhatnánk, melyben még megfigyelhetőek az egykori legeltetés vagy makkoltatás nyomai.

Egykori kastélyparkok

A vizsgált területen két olyan erdőfolt található, melynek növényzete természetyszerű és korábban kastélyparkok voltak. Az egyik Kisbérén a másik Bakonyszombathelyen.

A *kisbéri* erdőfolt a korábbi Batthyány-kastély körüli angolkert része volt. Az első katonai felmérés térképe (1783) még szántót és jobbágytelkeket jelöl a területen. A kas-

télyhoz tartozó angolkertet a 18. és 19. század fordulóján építették (HEGEDÜS 2001). A park szerves része volt a patak és környezete is (ahol ma a vizsgált erdőfolt található). A leírások alapján gyepszőnyeget hoztak létre, melybe elszórtan díszcserjéket ültettek, illetve helyenként fás ligeteket alakítottak ki (HEGEDÜS 2001). A parkot kanyargós sétalutak hálózta be, a patak felett három kisebb híd ívelt át. A második katonai felmérés térképén a korabeli leírásoknak megfelelő tájat ábrázoltak: a vizsgált erdőfolt helyén még elsősorban füves területet, fasort és elszórtan fákat, facsoportokat láthatunk. Az egykori angolkert területe mára jelentősen lecsökkent, az északi részt kisebb erdő alkotja.

Az állományt elsősorban a *Fraxinus excelsior* uralja, de elegyfaként megtalálható az *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, valamint a *Platanus x hybrida* is. Ritkább fajok: *Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*, *Acer campestre*, *Aesculus hippocastanum*. A cserjeszint fejletlen, a gyepszintben pedig az üde erdei fajok dominálnak. Tömeges az *Aegopodium podagraria*, a *Ranunculus ficaria*, vagy a *Ranunculus ranunculoides*, foltokban többfelé látható a *Corydalis cava*. További jellemző fajok: *Arum orientale*, *Pulmonaria officinalis*, *Gagea lutea*, *Heracleum sphondylium*, *Polygonatum latifolium*, stb. Néhol a *Brunnera macrophylla* is megtalálható. Az aljnövényzet alapján az élőhelyet egykori üde erdő maradványának gondolhatnánk...

A bakonyszombathelyi angolpark története is hasonló, de azt később alakították ki. Az első katonai felmérés térképe még szántót, a patak mentén pedig gyepsávot ábrázol. A 19. század közepén még mindig szántót, a széleken pedig fasort térképeztek. Az 1882-es térképén már látható az Esterházy uradalom angolparkja.

A kastélypark erdejére az idősebb *Quercus robur*, *Platanus x hybrida*, *Fraxinus excelsior*, valamint a *Tilia cordata*, *Alnus glutinosa* és *Populus x canescens*, illetve a fiatal *Carpinus betulus*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Padus avium*, *Celtis occidentalis* illetve néhol *Robinia pseudoacacia* fák a jellemzőek. Helyenként *Aesculus hippocastanum*-ot is ültettek. A cserjeszint fejlett. A *Sambucus nigra*, *Viburnum opulus* és *V. lantana*, *Cornus sanguineus*, *Euonymus europaeus* és *Ligustrum vulgare* mellett a tájidegen *Mahonia* is megtalálható. Az aljnövényzetben tömeges az *Anemone ranunculoides* és az *Aegopodium podagraria*, foltokban sok a *Lysimachia nummularia*, a *Stachys sylvatica*, a *Polygonatum latifolium* és a *P. multiflorum*, kisebb folton a *Corydalis cava*, szórványos a *Viola odorata*, ritkább a *Primula vulgaris* (főleg a tó melletti tisztáson), a *Gagea lutea* vagy a *Festuca gigantea*.

Az egykori kastélyparkok mesterségesen, gyakran szántó helyén létrehozott erdei természetű állományok benyomását keltik. Kialakításuk idején a parkokat a kor ismeretének megfelelően a tapasztalatok alapján a termőhelyre illő őshonos fafajokkal ültették be, és a fajkészletet az akkor divatos idegenhonos fákkal (platán, vadgesztenye) egészítették ki. Aljnövényzetük fajainak többsége feltehetően a fákkal együtt hozott termőfölddel kerülhetett ide (vö. RIEZING 2011). Néhány faj esetében azonban valószínűbb a célirányos ültetés (pl. *Primula vulgaris*).

Érdemes megemlíteni, hogy ha megnézzük a korabeli térképeket, más kastélyparkokkal kapcsolatban is hasonló tapasztalhatunk. Dég és Martonvásár esetében például a második katonai felmérés térképe már a parkerdőt ábrázolja, de az elsőt (18. század vége) még mindkettő helyén fátlan gyepeket térképeztek (v.ö.: KEVEY 1984, 1986). Az eredmények ismeretében érdemes lenne megvizsgálni és újra átgondolni, hogy az alföldi parkok növényzete mennyiben maradvány jellegű.

Császár: Szendi-erdő

Az első katonai felmérés térképe két erdőfoltot ábrázol, mely közül a déli a mai Egresi-rét keleti részén még csatlakozik a Vértesszőlő északi előterének összefüggő erdőtüskéjéhez. A 19. század közepére az északi erdőfolt nagy része eltűnik, helyén elsősorban legelőt illetve fáslegelőt ábrázol a térkép. A déli folt területe is csökken, elsősorban az Egresi-rét (dél) felől, így az már nem kapcsolódik össze az erdőtüskével. A homokbuckák egy része ekkor már fátlan. Az 1882-es felmérés idejére az északi rész erdőfoltjai eltűnnek, helyükön legelőt illetve fáslegelőt térképeztek (utóbbi területe lényegében nem változik az előző felmérés óta). A déli erdőfolt nyugati peremének nagy része ekkor már szintén legelő. A többi rész kiterjedése többé-kevésbé megegyezik az 1847-es felmérésben térképezetekkel, de az Egresi-rét felé néhány legelőn már fáslegelőt ábrázolnak. 1923-ra az erdőterület megnő: a nyugati részt ismét erdőnek térképezték, illetve az északi oldalon mintegy 30%-al növekedik a fás növényzet kiterjedése. Az 1951-es légi felvételen az erdőterület határa – melyet sokféle árok jelöl ki – lényegében megegyezik az 1923-ban térképezettel, de itt már jól látható, hogy az állományok jelentős része valamilyen mértékben nyílt.

A Szendi-erdő mai területe mintegy 150 hektár, de ennek nagy részét telepített fenyves és akácos állományok alkotják. A természetsteremtő erdőket különféle tölgyesek jelentik, melyek foltszerűen maradtak fenn. Területi kiterjedésük 25 hektár körüli. Az állományok többsége különböző termőréteg vastagságú (sekélytől a mélyig) rozsdabarna erdőtalajon áll, de a nyugati részen és a buckatetőkön a humuszos homok a jellemző. A korábban nyíltabb állományok többségének a helyén ma ültetvényeket találunk, esetleg az erdőszéleken (a déli részen) maradt meg egy-egy idősebb tölgyes fasor vagy magányos fa. A kivágott fák évgyűrűelemzése alapján ezeknek a fákknak a kora eléri vagy meghaladja a 300 évet, vagyis a 19. század közepén gyepek jelölt területeken is voltak fák (legalábbis a déli részen). A továbbiakban a fennmaradt nyíltabb és zártabb természetsteremtő állományokat külön jellemezzük.

Az 1951-es légi felvételen a nyílt homoki erdők kiterjedése még jóval nagyobb volt és a Szendi-erdőnek különösen a nyugati és a déli részére voltak jellemzőek. Az 1950-es évektől kezdődően a nyíltabb részeket erdei és feketefenyővel valamint akáccal erdősítették, sőt a nyíltabb részek között megbúvó nagyobb erdőfoltokat (melyek kiterjedése a homokbuckák között elérhette a 0,5–1 hektárt) is ezekkel a fajokkal újították fel. Az ezredfordulóra már csak kisebb-nagyobb fragmentumok maradtak. A nyílt állományok jellemzése az ezredforduló körüli állapotokat mutatja, mivel azóta letermelték ezeket, felújításuk pedig jórészt akáccal történt... Mindössze a dombtetőkön maradt meg néhány hagyásfa vagy facsoport. Termőtalajuk humuszos homok, a termőréteg vastagsága pedig sekély vagy középmély. A domborzatra a kisebb-nagyobb homokbuckák, buckavonulatok jellemzőek. Az állományok a tömb nyugati részén tenyésztek, az erdő-gyep mozaik területi kiterjedése az ezredfordulón 4–5 hektár körüli volt.

Az élőhely alapvetően nyílt, a kisebb facsoportok, tősarj csokrok, magányos fák borítása 30–40 % körüli. A fák alacsonyok, többnyire sarj eredetűek. Leggyakoribb a *Quercus cerris* és a *Quercus pubescens*, de a *Quercus robur* is megtalálható. A nyárok ritkák. Terjed az *Robinia pseudoacacia* és az *Ailanthus altissima*. A kivágott tölgyek tuskóinak évgyűrűelemzése alapján a fák többségének az életkora 60–140 év közötti (ettől függetlenül a törzsmérő azonos is lehet!). A cserjeszint fejletlen. A gyepszintre jellemző, gyakori fajok: *Anthericum ramosum*, *Peucedanum oreoselinum*, *Polygonatum odoratum*,

Melica transsylvanica, *Pseudolysimachion spicatum*, *Stipa pennata*, *Stipa capillata*, *Koeleria cristata*, *Carex humilis*, *Teucrium chamaedrys*, *Allium flavum*, *Carex liparicarpus*, *Aster linosyris*, *Polygonum arenarium*, valamint a legszárazabb helyeken a *Festuca vaginata*, *Fumana procumbens*, *Alyssum montanum* stb. Érdekesebb növényfajok: *Iris pumila*, *Iris arenaria*, *Pulsatilla nigricans*, *Scabiosa canescens*, *Helichrysum arenarium*, *Dianthus serotinus* agg., *Erysimum canum*, *Allium sphaerocephalon*, *Centaurea arenaria*, *Scorzonera purpurea*. Az élőhely a nyílt homoki tölgyes (*Populo canescenti-Quercetum roboris*) társulással azonosítható.

A zártabb, természet szerű tölgyesek a Szendi-erdő középső és délkeleti részén találhatók. Területük meghaladja a 20 hektárt. Koruk az erdészeti üzemtervek alapján 70–90 év körüli. Többnyire középmély vagy mély termőrétegű rozsdabarna erdőtalajon, rendszerint északias kitettségű enyhe lejtőkön, vagy síknak tekinthető fekvésben tenyésznek. A homokbuckákon letörpült, felnyíló állományok is láthatók. Az 1951-es légi felvétel alapján ezeknek az erdőknek egy része korábban meglehetősen nyílt volt és csak az elmúlt évtizedekben záródtak. Irodalmi adatok alapján az Esterházy uradalom sertéstartásának a központja Császár környékén volt (FÉNYES 1848), ezért az erdőkben rendszeresen makoltattak. Emellett minden bizonnyal még erdei legeltetés is folyt és ez az állományok felnyílásához valamint a csertölgy elszaporodásához vezetett.

A lombkoronaszintben a korábbi tájhasználat következtében a *Quercus cerris* dominál. Elegyfákat többnyire csak szálanként találunk: *Quercus robur*, *Quercus pubescens*, *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Acer platanoides*. Az erdőszélek, nyiladékok felől (egyelőre elsősorban a cserjeszintben) terjed az *Robinia pseudoacacia* és az *Ailanthus altissima*, néhol a *Juglans regia*. A délkeleti rész homokbuckás részén a lombkoronaszint összetétele változatosabb. A dombtetőkön és délies kitettségben a *Quercus pubescens* és a *Quercus cerris* dominál, míg az északi oldalon és a buckaközben a *Tilia cordata* válik gyakorivá. Elegyfák: *Quercus robur*, *Sorbus torminalis*, *Pyrus pyraeaster* illetve *Cerasus avium*.

A cserjeszint többnyire fejlett, fajgazdag, több olyan fafajjal, mely a lombkoronaszintben – feltehetően a gazdálkodás miatt – nem jelenik meg: *Acer campestre*, *Ulmus minor*.

Az aljnövényzetben a nem teljesen záródott részeken még megtalálhatóak az egykori tisztások bizonyos fajai: *Peucedanum oreoselinum*, *Anthericum ramosum*, *Clinopodium vulgare*, *Tanacetum corymbosum* illetve a ritkább fajok közül a *Nepeta cataria*. A délkeleti rész homokbuckáinak a teteje és déli lejtői a szárazabb termőhely miatt nem záródnak. A letörpült fák között itt lékeket találunk. A gyepszint jellemző fajai a már említett *Peucedanum oreoselinum* mellett a *Buglossoides purpureocaerulea*, *Polygonatum odoratum*, és a *Vincetoxicum hirundinaria*.

Az erdők többsége teljesen záródott, alattuk gyakori a *Dactylis polygama*, *Melica uniflora*, *Brachypodium sylvaticum*, *Poa nemoralis*. További jellemző növények: *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum odoratum*, *Campanula persicifolia*, *Stachys sylvatica*. Űde erdei fajok többfelé láthatók, többségük csak szálanként, vagy kisebb foltokban. Egy részük feltehetően az utóbbi évtizedek regenerálódásának köszönhetően jelent meg a közeli propagulumforrásokból (a Szendi-erdőtől nem messze a bársonyosi erdőtümb északias lejtőin már gyertyános tölgyesek is vannak). Bizonyos helyeken viszont, mint például a homokbuckák északias kitettségű oldalain és a völgyaljakban, ahol a korábbi tájhasználat idején is zárt erdőfoltok voltak (v.ö. 1951-es légi felvétel) feltehetően a mezofil fajok maradvány foltjaival találkozhatunk. Erre utalhat még, hogy itt a fajok száma

is magasabb, valamint előfordulásuk mintázata nem olyan „randomszerű”, mint az másutt gyakran látható. Ezeken a foltokon gyakori a *Corydalis cava*, melynek tömeges megjelenése gyakran elég jól kirajzolja az üdőbb, a korábbi tájhasználat során kevésbé „kiélt” és átalakított erdőfoltokat (vö. RIEZING 2010). További, nagyobb foltokban megjelenő, vagy gyakrabban előforduló fajok: *Adoxa moschatellina*, *Corydalis pumila*, *Mercurialis perennis*, *Galium odoratum*, *Viola mirabilis*. Ritkább növények: *Anemone ranunculoides*, *Arum orientale*, *Dentaria bulbifera*, *Festuca gigantea*, *Galium sylvaticum*, *Polygonatum multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola odorata*, *Viola reichenbachiana*.

Az állományok magukon viselik mind a korábbi tájhasználat (pl. legeltetés, makkol-tatás), mind a jelenlegi erdőgazdálkodás nyomait. A lombkoronaszintet például gyakran szinte elegyetlenül a *Quercus cerris* alkotja, a gyepszint pedig többfelé jellegtelen, valamint sokfelé felszaporodnak a bolygatást jelző fajok. Jobb állapotú erdőrészeket elsősorban a homokbuckák környékén találunk. Az erdő nagy része elcseresített zárt homoki tölgyesekkel (*Polygonato latifolio-Quercetum roboris*) mutatja a legnagyobb hasonlóságot, míg a buckatetők és a délies lejtők kis kiterjedésű, letörpült, felnyíló, *Quercus pubescens* elegyes foltjai leginkább a nősziromos pusztai tölgyesekre (*Iridi variegatae-Quercetum roboris*) emlékeztetnek.

Dad: Badacsony (Alsó-hegy EOV)

Az első katonai felmérés térképe még csak magát a völgyet, valamint az attól délre (a dombon) levő szőlőültetvényt ábrázolja. A (pontosabb) második felmérés során a völgy felső részén erdőt, az északi kitettségű lejtő egyik felén szőlőt, míg a másikon fás ligetet térképeztek. A Vértes északi előterének erdőtakarója ekkor még közvetlenül határos a völgygel – ezeket az állományokat a 19. század második felében irtják ki. A harmadik felmérés (1882) idején a völgy felső része már gyeppel, mindössze a völgyperemen ábrázolnak fasort. Az északi kitettségű lejtőn néhány fát jelölnek. Hasonló látható az 1921-es felmérés térképlapján is, de itt az északi lejtőn már több fát ábrázolnak. Itt érdemes megjegyezni, hogy a terület kicsi, ráadásul keskeny, szalagszerű, ezért térképi ábrázolása során a „fasor” a lejtő egészének erdőborítottságát is jelentheti. Az 1951-es légifotó nem túl jó felvételén a lejtőn kisebb facsoportot és elszórtan fákat egyaránt láthatunk.

A leírásban csak a természetszerű erdőfoltot jellemezzük, az akácokat (még ha kora tavasszal vannak is alatta üde erdei fajok) nem. Az északi kitettségű, lösz alapkőzetű völgyben található állomány nagy részét az *Acer campestre* alkotja, mely közé *Quercus robur*, illetve egy-egy *Quercus pubescens* (a völgy felső peremén), *Ulmus minor* vagy *Cerasus avium* elegyedik. Az erdőfolt szélén *Robinia pseudoacacia*, *Morus alba* és *Aesculus hippocastanum* (a völgyaljban ültetve) található. A fákon többfelé láthatóak a korábbi sarjztatás nyomai (különösen a mezei juharokon). A kivágott tölgyek tuskóinak évgyűrűszámálása alapján az idősebb fák 100–110 év körüliek lehetnek.

A cserjeszint közepesen fejlett. Megtalálható benne a lombkoronaszint néhány fajának csemétéje (*Acer campestre*, *Ulmus minor*), a *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*, *Euonymus europaeus*, a dombtetőn a *Viburnum lantana* és a *Cerasus mahaleb*, míg a völgyalj felé gyakori a *Sambucus nigra*.

A gyepszintben a kora tavaszi geofiton aszpektus a völgyalj felé elég fejlett. Jellemző faja a *Corydalis cava* (a völgyalj más részein az akácok alatt is tömeges), a *Corydalis pumila*, *Viola odorata*, *Veronica hederifolia*, *Ranunculus ficaria*, vagy szórványosak

közül az *Adoxa moschatellina* és a *Gagea lutea*. Lombfakadás után jellemző a *Polygonatum latifolium*, *Heracleum sphondylium*, *Lamium maculatum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Poa nemoralis*, valamint számos bolygatást jelző faj: *Geranium robertianum*, *Fallopia dumetorum*, stb.

A régi térképek alapján a terület kicsiny kiterjedése miatt az erdőborítás folyamosságát nehéz megállapítani, de az 1951-es légi felvétel, valamint a terepbejárások tapasztalatai alapján feltételezhető, hogy legalább az elmúlt bő kétszáz évben mindig volt fászszerű vegetáció a területen. A tájhasználat intenzitásától függően ez hol nyíltabb, hol zártabb állományt jelentett. Az elmúlt évtizedekben már csak némi rendszertelen szárlás jellemezte a használatot, ezért az erdő az elmúlt fél évszázadban teljesen záródott. A fragmentálisan fennmaradt állomány a zárt lösztölgyes (*Pulmonario mollis*-*Quercetum roboris*) asszociációval azonosítható.

Kömlőd: Szőlőhegy

A vizsgált terület a 18. század végén még egy nagyobb, mintegy 300 hektáros erdőfolt nyugati pereme. A 19. század közepére ez az erdő szinte nyomtalanul eltűnik, mindössze néhány facsoport marad meg a szőlők és az erdőirtást követően kialakított szántó peremén. A korabeli leírás szerint a szőlőhegyet „hanyagul műveltetik” (FÉNYES 1848). Talán ennek is köszönhető, hogy természetszerű foltok maradhettek. A későbbi térképek is alapvetően agrártájat ábrázolnak fasorokkal, kisebb facsoportokkal vagy elszórtan álló fákkal. A térképezés léptékéből adódóan a facsoportok körüli esetleges kisebb gyepterületeket nem tudták ábrázolni, ezért jelenlétük nem zárható ki. (A legújabb felmérés térképe – EOVS – például a tölgyes facsoportokat sem ábrázolja.) Az 1951-es légi felvételen is főleg szántókat találunk a térségben, de a ma botanikailag érdekesebb területeken és környékükön gyeppel körülvett, a mainál jóval nagyobb kiterjedésű facsoportok, elszórtan álló fák, illetve fa- és cserjesorok láthatóak, viszont a mai löszgyepek egy része akkor még szántó. A múlt század második felében a terület egy részét (gyepet és facsoportot, fás ligetet egyaránt) szántóvá alakították, míg másutt felhagytak a műveléssel, így azokon a megmaradt propagulumforrásokból regenerálódni tudott a löszgyep. A meghagyott facsoportok, fasorok egy részén a sarjztatást követően adventív fajok (pl. *Robinia pseudoacacia*) jelentek meg, vagy váltak uralkodóvá, természetszerű foltok így mára alig maradtak.

Az erdőssztyepp maradvány lösz alapkőzeten, délies kitettségű domboldal felső részén, illetve annak lejtőjén található. A növénytani szempontból érdekesebb terület nagy része gyeppel, néhány cserjesávval és három kisebb tölgyes facsoporttal. A környező erdőfoltokban a gyorsabb növekedésű hazai fafajok (pl. *Acer campestre*, *Ulmus minor*, *Acer platanoides*) adventív fafajokkal (főleg *Robinia pseudoacacia*) vegyesen fordulnak elő. Gyepszintjük jellegtelen. Ezeket a fiatalabb, tölgyek nélküli, gyakran özöngyomok által dominált állományokat a továbbiakban nem soroljuk a maradvány erdőfoltok közé.

A dombtetői tölgyes facsoportokat alapvetően a sarj eredetű *Quercus pubescens* alkotja, de megjelenik köztük egy-egy *Pyrus pyraeaster* és *Ulmus minor* is. A másik tölgyes inkább sávszerűen jelenik meg. Leggyakoribb benne a *Quercus robur*, mely közé *Quercus pubescens* elegyedik. A tölgyek közötti lékeket a szomszédos, északias kitettségű meredélyről áthúzódó fiatal *Acer platanoides*, valamint *Ulmus minor* és *Acer campestre*, illetve egy-egy *Robinia pseudoacacia* töltik ki.

A cserjeszint fejlett, sűrű, köpenyszerűen veszi körbe a tölgyes foltokat. Jellemző

fajai: *Coryllus avellana*, *Ligustrum vulgare*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguineus*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Euonymus europaeus*, *Euonymus verrucosus*, *Viburnum lantana*, *Rubus caesius*, *Rhamnus catharticus*, *Quercus cerris* (csemete). A tölgyek alatt állományalkotó a *Carex michellii* (a dombtetőn), a *Dactylis polygama* (a lejtőn), gyakori a *Buglossoides purpureocaerulea*, *Peucedanum oreoselinum*, de megtalálható a *Brachypodium sylvaticum*, *Poa nemoralis* és a *Hedera helix* is. A tölgyesek körüli gyepekben több sűrű cserjesáv is található (egykor birtokhatárokat jelölhettek, már az 1951-es légi felvételen is láthatóak). Leggyakoribb fajaik: *Cornus sanguineus*, *Ligustrum vulgare*, *Crataegus monogyna*, de valamennyi fentebb említett cserjefaj megtalálható bennük. Ezeket a sávokat feltehetően korábban sem szántották fel, ezért szegélyükben fennmaradhattak a korábbi erdőssztyepp bizonyos fajai. A ritkábbak közül ilyen például a *Dictamnus albus*, mely ma már csak egy ilyen szegélyben látható.

A löszgyep gyakori fajai: *Brachypodium pinnatum*, *Carex michelii*, *Carex flacca*, *Peucedanum cervaria*, *Peucedanum alsaticum*, *Buglossoides purpureocaerulea*, *Geranium sanguineum*, *Agrimonia eupatoria*, *Lotus corniculatus*, *Teucrium chamaedrys*, *Ononis spinosa*. További jellemző fajok: *Adonis vernalis*, *Allium rotundum*, *Bupleurum falcatum*, *Brassica elongata*, *Campanula bononiensis*, *Centaurea sadleriana*, *Clinopodium vulgare*, *Euphorbia glareosa*, *Filipendula vulgaris*, *Inula ensifolia*, *Origanum vulgare*, *Tanacetum corymbosum*, *Taraxacum serotinum*, *Thalictrum minus*, *Stipa pennata*, *Viola ambigua*, *Veronica teucrium*, vagy a cserjék közül a *Rosa corymbifera* és a *Staphylea pinnata*.

A fragmentálisan fennmaradt állomány a nyílt lösztölgyes (*Aceri tatarico-Quercetum roboris*) asszociációba sorolható. A tájtörténeti és terepi vizsgálatok alapján a társulás gyepek komponensére jellemző növényfajok a tölgyes foltok és a cserjesávok körüli keskeny mezsgyéiben maradtak fenn. A térségben még fellelhető, jobb állapotú löszgyepek alapján a kömlődi terület is fajgazdagabb lehetett, de a tájhasználat során a fajok egy része már eltűnt.

Környe: Erdőtagyos

A korabeli térkép a 18. század végén még egy nagyobb, lakatlan erdőfoltot ábrázol az agrártájban, mely a 19. század közepére jóval kisebbre zsugorodik. A részben az erdők helyén kialakított uradalmi birtokot „Pusztas Alsó Tagyos”-nak említi a térkép. Akkor még nagy kiterjedésű, részben a korábbi erdő helyén kialakított gyepterület csatlakozott az erdőhöz. Az erdők legkisebb kiterjedését 1882-ben térképezték. Azóta kiterjedésük a múlt század második feléig növekedett, igaz az őshonos fafajok terjedése mellett egyre több akácos jelent meg. Beerdősült az egykori pusztas is (épületeit elbontották). Az 1951-ben készült légi felvételen az északi kiterjedésű lejtőkön az állomány zárt, míg a délies kiterjedésűeken nyitabb. A völgyalj még kaszáló (mára felszántották), illetve látható az egykori (kis) tyúktelep is. A völgy északi oldalán a beszámolók alapján már akkor is akácos volt. Az erdőket már ekkor sem legeltették, nagy részük elkerítve a tyúktelephez tartozott. A völgyalján hatalmas tölgyfák álltak, melyek közül ma már csak egy látható. Napjainkra a kisebb lélek is záródott, gyepek pedig csak az erdőfolt északnyugati szomszédságában maradtak.

A természetsterű erdők jobbára a völgy déli oldalán, illetve a nyugati dombtetőn találhatóak. Előbbiek erdőborítása az elmúlt két évszázadban folyamatosnak tekinthető, míg a nyugati részen a dombtetőn az elmúlt száz évben kialakult, *Acer campestre* által

dominált, másodlagos állományokat találunk. A másodlagos állományokkal a továbbiakban nem foglalkozunk, csak a maradvány jellegűeket mutatjuk be. Ezek területe 5 hektár körüli.

Az alapkőzet lösz, a termőréteg vastagsága változó. Az erdészeti üzemterv szerint a tölgyek átlagéletkora 170 év körüli, de a szórás igen nagy. Egy idősebb *Quercus robur* matuzsálem életkora például jóval 200 év felettire becsülhető.

A délies kitettségű (többnyire nyugatra néző) lejtőkön és a völgy felső peremén zárt lösztölgyesek (*Pulmonario mollis-Quercetum roboris*) alakultak ki. A völgy felé a *Quercus robur* a jellemző, melyet a szárazabb dombtetők felé egyre inkább a *Quercus pubescens* vált fel. Az idősebb tölgyek közötti lécek mára elsősorban *Acer campestre*-vel töltődtek, de megtalálható még szórványosan a *Fraxinus excelsior*, a *Sorbus torminalis*, a *Cerasus avium*, a *Tilia cordata* és az *Ulmus minor*, illetve sajnos – különösen az erdőszélek felé – a *Robinia pseudoacacia* és a *Celtis occidentalis* is. A faállomány korösszetétele az egészen fiatal fácskáktól az idős matuzsálemekig igen széles spektrumot fog át. Mivel az erdőben gazdálkodás már régóta nem folyt, jellemzőek a különféle nagyságú lábon álló és fekvő elhalt, korhadó fák. Mivel mindez fajgazdag lombkorona- és cserjeszinttel párosul, ezért különleges „ősi” hangulata van az erdőnek.

A cserjeszint fejlettsége tág határok között változik, de többnyire sűrű és magas. A leggyakoribb a *Cornus mas*, de jellemző még az *Acer campestre*, *Crataegus monogyna*, *Viburnum lantana*, *Ulmus minor*, *Ligustrum vulgare*, *Prunus spinosa*, *Cerasus mahaleb*, *Euonymus verrucosus*, *Rhamnus catharticus*.

A gyepszintben az üdőbb völgy felé, keskeny sávban jellemző a fejlett kora tavaszi geofiton aszpektus a következő fajokkal: *Corydalis cava*, *Corydalis pumila* (a szárazabb domboldalakon is), *Anemone ranunculoides*, *Gagea lutea*, *Viola odorata*, *Viola x praesignis*, *Viola alba* (ritka), *Ranunculus ficaria*, *Polygonatum latifolium*. (Erdőszélen megtalálható a ritka *Gagea minima* is.) A gyepszint legnagyobb tömegben megjelenő, azt szinte teljesen beborító faja a *Hedera helix*, illetve egy nagyobb foltban a *Vinca minor* (minden bizonnyal korábbi ültetés eredményeként).

Az északról nyitott szűk völgykatlan végében, különösen az északias kitettségű lejtő alsó részén löszön kialakult alföldi gyertyános-tölgyest (*Corydalis cavae-Carpinetum*) találunk. A *Quercus robur* közé itt *Carpinus betulus* elegyedik. Szórványosan megjelenő, jellemző elegyfajok még: *Cerasus avium*, *Ulmus glabra*, *Ulmus laevis*, *Acer campestre*, illetve a zárt lösztölgyesek felé az átmeneti zónában a *Sorbus torminalis*. A cserjeszint többnyire fejletlen, csak a völgy felé találunk nagyobb *Sambucus nigra* foltokat. A gyepszintben tömeges a *Hedera helix*. A kora tavaszi aszpektus fejlett. Tömeges a *Corydalis cava* és a *Ranunculus ficaria*, foltokban pedig az *Adoxa moschatellina*. További jellemző fajok: *Anemone ranunculoides*, *Corydalis pumila*, *Gagea lutea*, *Viola odorata*, *Polygonatum latifolium*.

Kocs: Badacsony-völgy (Badacsony-dűlő EOV)

A Kistáplai területén található, kelet-nyugat irányú löszvölgy, melynek nagy részét ma (idegenhonos fafajok által uralt) erdő borítja. Aljnövényzetében néhány alföldi szinten érdekes növényfaj is megtalálható, ezért érdemesnek tűnt az alaposabb vizsgálatra.

A völgyben mind az első, mind a második katonai felmérés térképe gypet ábrázol. A terület környezetében szintén gyepek, a völgytől északra szőlő illetve szántó látható a

térképlapokon. A 19. század végére a környező gyepek jelentős részét feltörik, de a völgyben továbbra is gyepet térképeznek. Az 1920-as években az egyik oldalvölgy felső részén már épületeket (Kisharasztpusztá) jelöltek. Az 1951-es légi felvétel is alapvetően gyepet ábrázol, de a völgy felső peremén helyenként már fásor, keleti részén kisebb fás, feltehetően gyümölcsös foltok, illetve egy cserjés-fás liget, a völgy középső részén elszórtan néhány fa (például a ma is megtalálható idősebb kislevelű hársak) látható. Már két oldalvölgy felső végében vannak épületek. Az 1950-es évektől a térség állatállományát jelentősen csökkentik, a legeltetés mértéke minimálisra csökken, a tanyák elnéptelenednek, megindul a löszlejtők fásítása (főleg akáccal). A fák közötti lécek, tisztások cserjékkel záródnak, lényegében csak a völgyalján marad meg az eredeti gyep (közben a völgy feletti parlag is gyepé alakul). A völgyalji löszgyep fragmentumban, illetve az erdő peremén olyan fajok maradtak fenn, mint a *Crocus reticulatus*, *Adonis vernalis*, *Phlomis tuberosa*, *Peucedanum alsaticum*, *Prunus tenella*, *Taraxacum serotinum*.

Az egykori löszgyepet beborító erdőket elsősorban *Robinia pseudoacacia* alkotja, melybe helyenként több-kevesebb *Celtis occidentalis* elegyedik. Az északi kitettségű lejtőn néhány *Tilia cordata* illetve a völgyalj felé *Fraxinus excelsior* látható, de szálanként a *Cerasus avium* és az *Ulmus minor* is megjelenik. Az egyik meredek oldalú, mély oldalvölgy alján időszakos forrás fakad. A völgyalján itt fűzek láthatóak.

A cserjeszintre (ahol van) jellemzőek a *Crataegus monogyna* felnyurgult „fácskái”, illetve helyenként a *Corylus avellana*, valamint a *Ligustrum vulgare*. A felnyíló erdőrészekben a *Crataegus monogyna* alkot sűrű, magas, olykor áthatolhatatlan cserjeszintet.

A gyepszint kora tavasszal érdekesebb. Ilyenkor az északi kitettségű lejtőn tömeges, míg a dél felé nézőn foltokban jelenik meg az *Anemone ranunculoides*. Tömeges továbbá a *Viola odorata*, a völgyalján a *Ranunculus ficaria*, szálanként vagy kisebb foltokban pedig a *Gagea lutea* látható. Lokálisan tömeges a *Viola alba*, valamint a *Vinca minor*. Ritkább növényfajok: *Carex pilosa* (északi lejtő középső, nyíltabb részén, *Dryopteris carthusiana* (fűzfá tuskón), *Polygonatum latifolium*, *Galanthus nivalis* (a hársas erdő részénél, északi kitettségű meredek lejtő felső részén foltokban tömeges).

A tájtörténet ismeretében az erdei növényfajok a völgyben az utóbbi fél évszázadban jelenhettek meg. Egy részüket valószínűleg ültették (*Vinca minor*, *Galanthus nivalis*), míg mások egyéb úton kerülhettek ide. Az *Anemone ranunculoides*, a *Viola odorata*, és a *Gagea lutea* a térség korábban fátlan löszvölgyeinek más akácosaiban is megjelennek, ezért feltételezhetően jól terjednek. A fejlett tavaszi geofiton aspektus ellenére az élőhely tehát másodlagos, de a kedvező termőhelyi adottságok mellett, antropogén hatások segítségével az üde erdőkre jellemző aljnövényzet alakult ki.

Összefoglalás

A vizsgált állományok mind eredetüket, termőhelyüket, természetességi állapotukat és fajösszetételüket tekintve igen eltérő képet mutatnak.

A tájtörténeti vizsgálatok alapján a természetesnek tűnő erdők egy része mesterségesen ültetett. A telepítés célja bizonyos esetekben gazdasági, míg máskor esztétikai volt. Mindkettő típusra jellemző, hogy bár szántó vagy legelő helyén alakították ki őket, ma már természetserű állományok benyomását keltik. A vegetáció mai állapota alapján az idősebb ültetett erdőket olykor nem lehet (vagy legalábbis igen nehéz) elkülöníteni a

természetes eredetű, de leromlott állományoktól (vö. RIEZING 2011). Az aljnövényzet bizonyos fajai kedvező termőhelyi adottságok és antropogén (részben szándékos, részben véletlen) hatások mellett fél évszázad alatt még az elszigetelt területekre is betelepülhetnek.

A természetes eredetű erdők jelenléte a tájtörténeti vizsgálatokkal, többnyire a régi katonai felmérések térképeinek a segítségével igazolható. A kisebb kiterjedésű nyílt erdőssztyeppeket azonban a térképek gyakran nem ábrázolják, jelenlétük az első légifotók megjelenésétől (jelen esetben 1951) válik láthatóvá. Folyamatos jelenlétük ilyenkor például az idősebb hagyásfák évgyűrűelemzésével igazolható. Bizonyos esetekben (némi bizonytalanság mellett) a vegetáció összetételének és tömegességi viszonyainak az elemzése is segíthet. A maradvány erdőfoltok igen változatosak, szinte minden fragmentum más és más asszociáció utolsó képviselője a térségben. A megtalált és vizsgált társulások a következők:

- nyílt homoki tölgyes (*Populo canescenti-Quercetum roboris* (HARGITAI 1940) BORHIDI in BORHIDI et KEVEY 1996)
- nőszirmos pusztai tölgyes (*Iridi variegatae-Quercetum roboris* (HARGITAI 1940) BORHIDI in BORHIDI et KEVEY 1996)
- zárt homoki tölgyes (*Polygonato latifolio-Quercetum roboris* (HARGITAI 1940) BORHIDI in BORHIDI et KEVEY 1996)
- nyílt lösztölgyes (*Aceri tatarico-Quercetum roboris* ZÓLYOMI 1957)
- zárt lösztölgyes (*Pulmonario mollis-Quercetum roboris* KEVEY 2008)
- alföldi gyertyános-tölgyes löszön (*Corydalido cavae-Carpinetum* KEVEY 2008)

Állományaikon gyakran láthatóak az elmúlt évszázadok tájhasználatának nyomai, de ennek ellenére is kiemelt természetvédelmi értéket képviselnek. Mivel fahasználati szempontból gyakran kevésbé értékesek, elszigetelt foltot alkotnak az agrártájban, vagy a településhez közel találhatóak, ezért magántulajdonban (olykor rendezetlen viszonyok között) állnak. Korukból kifolyólag többnyire vágásérettek, felújításukat pedig tarvágással és a kedvezőtlen termőhelyi adottságok miatt tájidegen fafajokkal (pl. akác) képzelik el. Fennmaradásuk érdekében mielőbbi természetvédelmi beavatkozás szükséges. Ennek aktualitását adja, hogy a nyílt homoki tölgyest már le is termelték, felújítása jórészt akáccal történt.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Kevey Baláznak az alapos lektorálásért, az asszociációk ellenőrzéséért és észrevételeiért, valamint Németh Csabának az irodalmi adatok felkutatásában nyújtott segítségéért.

Irodalom

- BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) 1999: Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 1-2. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BOLÓNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei, vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- FÉNYES E. 1848: A Magyar Birodalom statistikai, geographiai és történeti tekintetben, Komárom vármegye. Heckenast Gusztáv, Pest.

- HEGEDÜS P. 2001: Örökségünk. Kisbér történeti emlékei. Kisbér Város Önkormányzata.
- KEVEY B. 1984: Dég parkerdejének tölgy-kóris-szil ligetei. Die Eichen-Eschen-Ulmen Auenwälder im Parkwalde bei Dég, Große Ungarische Tiefebene. Botanikai Közlemények 71: 51–61.
- KEVEY B. 1986: A martonvásári kastélypark tölgy-kóris-szil ligeterdői. Die Eichen-Eschen-Ulmenwälder der Schlossparkanlage bei Martonvásár. Botanikai Közlemények 73: 33–42.
- KEVEY B. 2008: Magyarország erdőtársulásai. Tilia 14: 1–488.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő.
- RIEZING N. 2010: A Vértesalja erdeinek vizsgálata, tájhasználat és vegetáció kapcsolata. Doktori (Ph.D.) értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, pp.: 125+melléklet.
- RIEZING N. 2011: A Győr-Tatai Kisalföld erdei tájtörténet és vegetáció. Tájökológiai lapok 9(2): 209–217.

RELICT FORESTS ON THE EDGE OF THE HUNGARIAN LITTLE PLAIN

N. RIEZING

2851 Környe, Alkotmány u. 43/7.
e-mail: nriezing@gmail.com

Keywords: Hungarian Little Plain, forest steppe, land-use history, lowland oak forests

The aim was to study the vegetation and the land-use history of the lowland natural forests on the edge of the Hungarian Little Plain.

The research has shown that few forests seem to be natural, but were planted in fact. For example, old castle parks which were planted with native species a hundred years ago, seem to be the last relicts of the lowland forests today. Many species of the undergrowth can appear in these isolated areas in a half century as a consequence of human activity, antropochor seed spreading and favorable site conditions.

However, some of the real relict forests are degraded and have become characterless. Fortunately, many of them are in good condition. The following associations were found: *Populo canescenti-Quercetum roboris*, *Iridi variegatae-Quercetum roboris*, *Polygonato latifolio-Quercetum roboris* (on sandy soil), *Aceri tatarico-Quercetum roboris*, *Pulmonario mollis-Quercetum roboris*, *Corydalido cavae-Carpinetum* (on loess soil). These forests are vulnerable and rare in the region, therefore, they carry a high nature conservation value.

KÜLÖNBÖZŐ IDŐPONTBAN TÖRTÉNŐ MIKORRHIZAOLTÁS ÉS SZÁRAZSÁG STRESSZ HATÁSA FŰSZERPAPRIKA TERMÉSHOZAMÁRA

GIERCZIK Krisztián, SASVÁRI Zita, POSTA Katalin

Szent István Egyetem, Növényvédelmi Intézet, Mikrobiológiai és Környezet-toxikológiai Csoport,
2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
posta.katalin@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: fűszerpaprika, mikorrhizaoltás, szárazság stressz

Összefoglalás: A mikorrhiza gombák oltóanyagként történő alkalmazásakor kedvező hatás jelentkezhet a növény környezeti stresszel (nehézfém, szárazság, só) szembeni ellenálló képességében, így használatuk jelentősen hozzájárulhat a termésátlag ingadozásának csökkentéséhez és a termésbiztonság növeléséhez. Munkánk célja volt, hogy a különböző időpontban történő arbuszkuláris mikorrhiza oltás fűszerpaprika növekedésére és termésmennyiségére gyakorolt hatását megvizsgáljuk normál és szárazság stresszt előidéző csökkentett vízmennyiséggel történő kezeléskor. A mikorrhiza oltást két eltérő időpontban, a vetéssel egy időben (AM+Pre), illetve a palánták kiültetésénél történt (AM+Post). Hathetes korukig azonos vízmennyiséget biztosítottunk a vetéssel egyidőben, illetve kiültetéskor oltott palántáknak, majd ezt követően két részre osztottuk a növényeket és szárazság stressz hatást indukáltunk fele mennyiségű öntözővíz használatával.

A mikorrhiza gomba jelenlétére utaló gyökérkolonizáció mértékében jelentős eltérés volt megfigyelhető, az oltott növények gyökérkolonizációja szignifikánsan meghaladta az oltatlan növények esetében mért értékeket. Megfigyelhető még, hogy a „szárazság stressz” minden esetben növelte a gyökérkolonizáció mértékét, de csak az oltott növényeknél mutatott szignifikáns növekedést. Az eltérő időpontban kivitelezett mikorrhiza oltás eltérő mértékű változást indukált szárazság kialakításakor a termés mennyiségében. A vetéssel egyidőben oltott növényeknél közel kilencszeresére nőtt a fűszerpaprika mennyisége a kontroll és a kiültetésnél oltott (AM+Post) kezelésekhez képest. Természetesen ez a mennyiség még messze elmarad a normál vízellátottságú növények termés mennyiségéhez képest, azonban a gazdasági megfontolásokat is figyelembe véve, várható szárazság esetén célszerű az oltóanyag minél előbbi kijuttatása.

Bevezetés

A mikorrhiza gombák mikroszkópikus méretű talajban élő gombák, melyek a szárazföldi növények közel 90%-val képesek szimbiózisban élni. A növények gyökereit behálózó mikorrhiza gombák által képzett együttélési formát „gombagyökér”-nek is nevezzük. Ez a kapcsolat mindkét fél számára kedvező: a gombapartner a növénytől kész tápanyagokat kap, a növény pedig a gomba micélium-hálózatának segítségével képes a számára egyébként elérhetetlen tápanyag és víz felvételére. Legősibb és legelterjedtebb típus az arbuszkuláris endomikorrhiza (AM), mely kialakulása több mint négyszáz millió évre nyúlik vissza, és valószínűleg szerepet játszottak a szárazföldi növénynek térhódításában is. Ennek ellenére fajszaámuk igen csekély, alig több mint kétszáz faj sorolható ide. Ezek is egy viszonylag szűk rendszertani csoportba a *Glomeromycetes* osztály négy rendjébe sorolhatóak, melyek közül a *Glomus*, *Scutellospora*, *Gigaspora* és *Acaulospora* nemzetségek a legismertebbek.

A mikorrhiza gombák előnyös hatással vannak a gazdanövény növekedésére, elsősorban a talaj foszfor és nitrogén felvételének fokozása révén (FITTER et al. 2011), valamint a növény só-, szárazság- és fém-tűrő-képességének a növekedésében, és a növényi betegségek és kórokozók (*Phyitium*, *Phytophthora*, *Fusarium ssp.*) elleni védekezésében is szerepet játszanak (POZO és AZCÓN-AGUILAR 2007).

Mikorrhiza oltóanyag használatával bár nem minden területen szüntethető meg, de mérsékelhető a felhasznált műtrágya mennyisége. Ha figyelembe vesszük a műtrágya árának rohamos növekedését, illetve ha tudatosan csökkenteni szeretnénk a környezet kémiai terhelését, ajánlott a mikorrhiza oltóanyagok használata. Az oltóanyagban lévő gombák ugyanis képesek a korábban túlzott műtrágyázás hatásaként gyakran jelentkező szerves formában lévő foszforvegyületek mobilizálására is. A mikorrhiza gombák tápelem felvételében betöltött szerepéről már több eredmény is megjelent (HERNÁDI et al. 2012) az oltás időpontjára illetve az AM eredményességét befolyásoló szárazság stressz vizsgálatára vonatkozóan kevés információval rendelkezünk.

Az AM gombák szerepe a gazdanövények vízháztartásában direkt és indirekt hatásokkal is bebizonyítható. Az arbuszkuláris mikorrhizával oltott növények gyökere morfológiai és fiziológiai változásokon megy keresztül a kolonizációt követően, illetve a kiterjedt externális hifa hálózatnak köszönhetően felszívó felületük is jelentős mértékben megnő (KOTHARI et al. 1991). A micélium által közvetlenül felvett víz mennyisége a gazdanövény által felvett összes vízmennyiségnek több mint 10%-át is kiteheti. A mikorrhizával oltott növények vízhiánnyal szembeni nagyobb ellenálló képességben szerepet játszik, hogy az AM-oltás által biztosított előnyök sokkal jobban érvényre jutnak alacsonyabb talajnedvesség-tartalom mellett (NELSEN 1987, SÁNCHEZ-DÍAZ et al. 1990).

Az arbuszkuláris mikorrhizák indirekt hatásának tudható be, hogy az AM gomba hifái által képzett poliszacharid tartalmú glomalin fokozza a talaj aggregációját, ezáltal befolyásolja a talaj szerkezetét, szervesanyag tartalmát, és a talaj vízmegkötő és víztartó képességét is ((DAVIES et al. 1992, RILLING et al. 2002). DAVIES et al. (1992) paprikán (*Capsicum annuum* L.) végzett kísérletei alapján megállapították, hogy a mikorrhizált növények jobb vízellátásából következik a növények nagyobb szárazságtűrése.

Anyag és módszer

Kísérlet beállítása, növénynevelés

A vizsgálathoz használt fűszerpaprika palántákat (*Capsicum annuum* L. var. Longum cv. Kalocsai) a Szent István Egyetem Növényvédelmi Intézetének üvegházban neveltük fel. A paprika magokat 2011. április 18-án speciális kertészeti szubsztrátba (Klasmann TS3: 80% fehér tőzegmoha tőzeg és 20% fekete tőzegmoha tőzeg, lassan feltáródó NPK trágya (14:16:18 w/w/w), pH 6.0) vetettük, majd 6 hét növekedés után átültettük 200 cm³ ürtartalmú tenyészedenyekbe. Az átültetésig azonos öntözésben részesítettük a növényeket.

A mikorrhiza oltást két eltérő időpontban, a vetéssel egy időben (AM+Pre), illetve az átültetésnél 2011. május 31-én történt (AM+Post). A vetéssel egyidejűleg alkalmazott oltóanyag kihelyezésekor az ültető közegbe kevertük a kereskedelemben is kapható engedélyezett mikorrhiza oltóanyagot a gyártó útmutatásainak megfelelően. A palánták átültetésekor, a növények gyökeréhez palántánként 15 g Symbivit oltóanyagot adagoltunk. A Symbiom Ltd. (Lanskroun, Csehország; www.symbiom.cz) által gyártott oltóanyag hat mikorrhiza gomba törzset (*G. intraradices* BEG140, *G. mosseae* BEG95, *G. etunicatum* BEG92, *G. claroideum* BEG96, *G. microagregatum* BEG56, *G. geosporum* BEG199) tartalmazott gyökérdarabok, hifák és spórák formájában. Kontrollként mikorrhiza oltóanyagot nem tartalmazó közegben nevelt növényeket használtunk, kezelésként tíz-tíz növényt beállítva.

A vegetációs idő alatt hetente átlagosan egyszer, vízben oldott formában biztosítottuk a tápelemutánpótlást. A kezelések felében igény szerinti optimális öntözést (normál), a másik felében csökkentett mennyiségű vízpótlást (szárazság stressz) biztosítottunk. A paprika palántákat termésérésig szeptember 18-ig neveltük, és a termés betakarítása mellett a hajtás és gyökér nedves valamint száraz tömegének meghatározása történt. Kezelésenként 5–5 növényt a talajból gyökézzel együtt kiemeltünk; majd alapos csapvizes mosás után a hajtásokat és gyökereket különválasztottuk, és nedves tömegüket megmértük. A növényi részeket 60°C-on súlyállandóságig (72 h) történő szárításuk után újra lemértük, a száraz tömeg meghatározása céljából.

Gyökérkolonizáció mértékének meghatározása

A növények gyökereinek alapos csapvizes mosása után minden egyes növény gyökérzetéről reprezentatív mintaként 5 különböző (összesen 1,5 g nedves tömegnek megfelelő) gyökérrészt gyűjtöttünk, melyek festését tinta-ecetsavas módszerrel végeztük el (VIERHEILIG et al. 1998). A szimbiotikus kapcsolat erősségére utaló mikorrhizáltsági százalékok becslését sztereomikroszkóp segítségével, 100-szoros nagyítással végeztük el „gridline intersection” módszerrel (GIOVANNETTI és MOSSE 1980), négy ismétlésben.

Eredmények és megvitatásuk

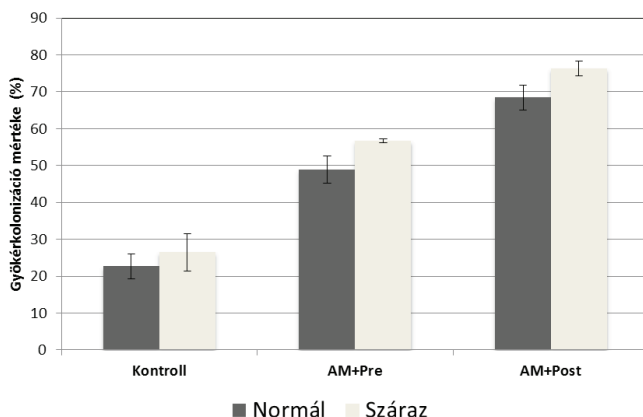
A mikorrhiza oltás termésnövekedésére gyakorolt hatásáról már több publikáció látott napvilágot (HERNÁDI et al. 2012, ALBRECTOVA et al. 2012). Az eltérő időpontban történő oltásokról, valamint a napjainkban egyre nagyobb gondot jelentő szárazság stressz jelenlétekor tapasztalható eredményekről azonban igen kevés információval rendelkezünk.

A mikorrhizaoltás eredményességét ugyanis több tényező befolyásolja, köztük az oltás időpontja is. Olthatunk a magvetéssel azonos időben(pre), illetve a palántanevelés után(poszt) a kiültetéskor. Ez utóbbinál több oltóanyagra van szükség, de néha csak ez a módszer lehetséges. Kísérletünkben megvizsgáltuk, hogy milyen hatással van a különböző időpontban történő arbuszkuláris mikorrhizagomba oltás a fűszerpaprika fejlődésére normál vízellátottság, illetve szárazság stresszt okozó, csökkentett vízmennyiséggel történő kezelés esetén. Hathetes korukig azonos vízmennyiséget biztosítottunk a vetéssel egyidőben, illetve kiültetéskor oltott palántáknak, majd ezt követően két részre osztottuk a növényeket és szárazság stressz hatást indukáltunk fele mennyiségű öntözővíz használatával.

A mikorrhiza kapcsolat erősségére utaló gyökérkolonizáció mértékének meghatározására a gyökerek tinta-ecetsavas festést követő ún. „gridline intersection módszert” alkalmaztuk. Az 1. ábrán látható, hogy bár nem minden növényenél alkalmaztunk mikorrhiza oltást, minden kezelésnél kimutatható volt a szimbiotikus kapcsolatra jellemző gyökérkolonizáció. A kolonizáció mértékében azonban eltérés volt megfigyelhető, az oltott növényeknél a gyökérkolonizáció mértéke jóval meghaladta az oltatlan növények esetében mért értékeket (1. ábra). Az oltás nélküli kezelésnél (Kontroll) tapasztalt mikorrhiza jelenlét a közegben eredetileg is meglévő, illetve a légáramlat útján átjutó AM gomba spórákkal magyarázható.

Megfigyelhető még, hogy a „szárazság stressz” minden esetben növelte a gyökérkolonizáció mértékét, mely a szakirodalommal megegyezik, de csak az oltott növényeknél mutatott szignifikáns növekedést.

Az eltérő időpontban kivitelezett mikorrhiza oltás eltérő mértékű változást indukált szárazság kialakításakor a termés mennyiségében. Közel kilencszeresére nőtt a fűszerpaprika mennyisége a kontroll és AM+Post kezelésekhez képest. Természetesen ez a mennyiség még messze elmarad a normál vízellátottságú növények termés mennyiségéhez képest, azonban a gazdasági megfontolásokat is figyelembe véve, várható szárazság esetén célszerű az oltóanyag minél előbbi kijuttatása.



1. ábra Szárazság-stressz és eltérő időpontban alkalmazott mikorrhiza oltások hatása a gyökérkolonizáció mértékére.

Jelölések: vetéssel egyidőben végzett mikorrhiza oltás (AM+Pre), kiültetéskor alkalmazott mikorrhiza oltás (AM+Post), mikorrhiza oltóanyag nélküli kezelés (Kontroll)

Figure 1. Effects of drought stress and mycorrhizal inoculation applied at different times on root colonization.

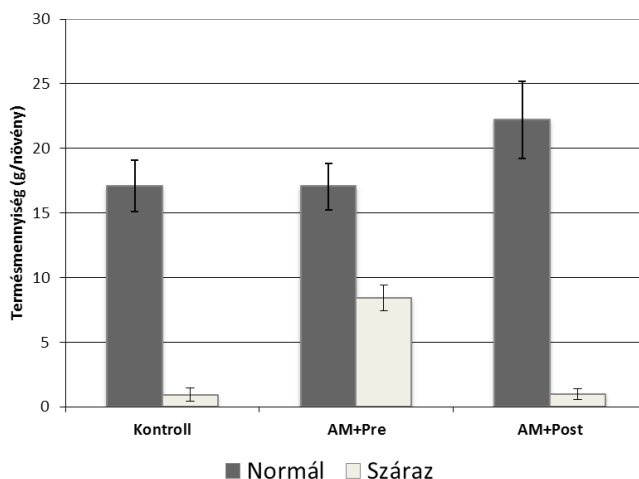
Kontroll: without inoculation, AM+Pre: AM inoculation together with sowing, AM+Post: AM inoculation after transplanting, black color(Normál): normal watering, white color (Száraz): drought stress

Eredményeink alapján megállapítható, hogy normál vízellátottság biztosítása mellett célszerű a fűszerpaprikát palántakorban oltani, mivel az így kialakult termés mennyiségében jelentős különbségek voltak a kontroll és a vetéssel egyidőben oltott növények termésmennyiségei között (2. ábra). Szárazság stressz hatására azonban a csírákorban oltott növények mutattak más kezeléshez képest kimagasló termésmennyiségi eredményeket. A jelenség magyarázatához több adatra, információra lenne szükség, az azonban biztos, hogy a vetéssel együtt kijuttatott oltóanyag olyan adaptációs mechanizmust indít el szárazság esetén, mely már nem hozható be a palántakorban történő oltással.

Eredményeink alapján az is megállapítható, hogy a mikorrhiza oltásnak a termés mennyiségére és a növény növekedésére gyakorolt hatása nem feltétlenül azonos (1. táblázat).

Ismert még, hogy a mikorrhizaoltás hajtás és/vagy termésnövekedésre gyakorolt hatása nem minden körülmény között jelentkezik, a közeg foszfortartalmának jelentős befolyásoló hatása van. Foszforban gazdag talajban ugyanis nincs szükség a mikorrhiza tápelemfelvételt elősegítő hatására, mivel a növény nem szenved hiányt, ezért általában nem is tapasztalható a mikorrhiza gombák növényi növekedést serkentő hatása. Ez azt jelentené, hogy intenzív, gazdag tápelem utánpótlást biztosító paprika termesztésénél

nincs is értelme mikorrhiza oltásnak? Mikorrhiza oltóanyag használatával bár nem szüntethető meg, de mérsékelhető a felhasznált műtrágya mennyisége, mivel a mikorrhiza gomba növeli a növény számára a foszfor és néhány más elem felvételét valamint a túlzott műtrágyázás hatásaként gyakran jelentkező szerves formában lévő foszforvegyületek mobilizálását is. Mindemellett számos irodalmi utalás van arra vonatkozóan is, hogy az oltás megnöveli a gazdasági szempontból is igen fontos beltartalmi (cukor, fehérje, antioxidáns) értékeket. Saját eredményeink közül csak arbuszkuláris mikorrhiza gombával oltott hagyma C-vitamin, és antioxidáns tartalmának növekedéséről tudunk beszámolni (ALBRECHTOVA et al. 2012), de egyre nő az igény az ilyen jellegű információk bővítésére, mely egészséges táplálkozási szokásunk megerősödése miatt újabb értéket jelent. Mindemellett eredményeink bizonyítják, hogy jó foszforellátottságú talajban is jelentkezhet olyan állapot (szárazság), mely a mikorrhizával oltott növények előnyt biztosít. Ezért minden felhasználónak az a legfontosabb, hogy a saját lehetőségeket, termesztési technológiát figyelembe véve válassza ki a megfelelő oltóanyagot és az oltási időpontot, mely valóban elvezethet a környezetet kímélő módszer kisebb vegyszer és/vagy víz felhasználásához, az évenkénti termésátlag ingadozásának csökkentéséhez és a termésbiztonság növeléséhez.



2. ábra Szárazság-stressz és eltérő időpontban alkalmazott mikorrhiza oltások hatása a termés mennyiségére. Jelölések: vetéssel egyidőben végzett mikorrhiza oltás (AM+Pre), kiültetéskor alkalmazott mikorrhiza oltás (AM+Post), mikorrhiza oltóanyag nélküli kezelés (Kontroll)

Figure 2. Effects of drought stress and mycorrhizal inoculation applied at different times on yield quantity. Kontroll: without inoculation, AM+Pre: AM inoculation together with sowing, AM+Post: AM inoculation after transplanting, black color(Normál): normal watering, white color(Száraz): drought stress

1. táblázat Szárazság-stressz és eltérő időpontban alkalmazott mikorrhiza oltások hatása a paprika növekedésére.

Jelölések: vetéssel egyidőben végzett mikorrhiza oltás (AM+Pre), kiültetéskor alkalmazott mikorrhiza oltás (AM+Post), mikorrhiza oltóanyag nélküli kezelés (Kontroll)

Table 1. Effects of drought stress and mycorrhizal inoculation applied at different times on shoot and root growth of pepper.

Kontroll: without inoculation, AM+Pre: AM inoculation together with sowing, AM+Post: AM inoculation after transplanting, W+: normal watering, W-: drought stress

Kezelések	Nedves tömeg [g növény ⁻¹]		Száras tömeg [g növény ⁻¹]	
	Gyökér	Hajtás	Gyökér	Hajtás
Kontroll W+	5,50±1,34	35,70±9,34	1,20±0,24	11,98±2,10
Kontroll W-	2,34±0,85	22,11±5,35	0,48±0,17	7,44±0,98
AM+Pre W+	6,46±1,52	40,37±7,23	1,25±0,67	12,96±2,15
AM+Pre W-	4,09±0,83	28,38±5,76	0,79±0,35	10,37±1,55
AM+Post W+	4,52±0,93	39,09±5,10	0,63±0,25	12,38±2,18
AM+Post W-	3,66±0,75	23,86±6,45	0,57±0,14	8,63±1,15

Köszönetnyilvánítás

„A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg”.
TÁMOP-4.2.1.B-11/2/KMR-2011-0003

Irodalom

- ALBRECHTOVA J., LATR A., NEDOROST L., POKLUDA R., POSTA K., VOSATKA M. 2012: Dual inoculation with mycorrhizal and saprotrophic fungi applicable in sustainable cultivation improves the yield and nutritive value of onion. *The Scientific World Journal* 2012: 374–391.
- GIOVANNETTI M., MOSSE B. 1980: An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytologist*, 84(3): 489–500.
- FITTER A.H., HELGASON T., HODGE A. 2011: Nutritional exchanges in the arbuscular mycorrhizal symbiosis: implications for sustainable agriculture. *Fungal Biology Reviews* 25: 68–72.
- HERNÁDI L., SASVÁRI Z., ALBRECHTOVÁ J., VOSÁTKA M., POSTA K. 2012: Arbuscular mycorrhizal inoculant increases yield of spice pepper and affects the indigenous fungal community in the field. *Hortscience* 47: 603–606.
- DAVIES J., PATTER F. T., LINDERMAN, R. G. 1992: Mycorrhiza and repeated drought exposure affect drought resistance and extraradical hyphae development of pepper plants independent of plant size and nutrient content. *Plant Physiology* pp. 289–294.
- KOTHARI S. K., MARSCHNER H., RÖMHELD V. 1991: Contribution of the VA mycorrhizal hyphae in acquisition of phosphorus and zinc by maize grown in calcareous soil. *Plant and Soil* 131: 177–185.
- NELSEN C. H. E. 1987: The water relations of vesicular-arbuscular mycorrhizal systems. In: Safri, G.R. (ed.): *Ecophysiology of VA Mycorrhizal Plants*. Boca Raton: CRC Press, pp. 71–91.
- SÁNCHEZ-DÍAZ M., PARDO M., ANTOLÍN M., PENÁ J., AGUIRREOLEA J. 1990: Effect of water stress on photosynthetic activity in the *Medicago-Rhizobium-Glomus* symbiosis. *Plant Science* 71: 215–221.
- POZO M.J., AZCÓN-AGUILAR C. 2007: Unravelling mycorrhiza-induced resistance. *Current Opinion in Plant Biology* 10: 393–398.
- RILLIG M. C., WRIGHT S.F., EVINER V. T. 2002: The role of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in soil aggregation: comparing effects of five plant species. *Plant and Soil* 238(2): 325–333.
- VIERHEILIG H., COUGHLAN A. P., WYSS U., PICHE Y. 1998: Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. *Applied and Environmental Microbiology* 64(12): 5004–5007.

EFFECTS OF PRE AND POST INOCULATION BY MYCORRHIZAL FUNGI ON GROWTH
AND PRODUCTION OF SPICE PEPPER

K. GIERCZIK, Z. SASVÁRI, K. POSTA

Szent István University, Plant Protection Institute, Microbiology and Environmental Toxicology Group,
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
posta.katalin@mkk.szie.hu

Keywords: pepper, arbuscular mycorrhizal inoculant, drought stress

Changes in water relations and increased mineral uptake have been reported by several authors, however, most experimental work on arbuscular mycorrhizal (AM) inoculation is carried out under optimum conditions. In our study effects of commercial inoculum mix of *Glomus* spp. were tested under normal(W+) and dry(W-) conditions. Mycorrhizal inoculum was applied together with sowing (AM+Pre), after transplanting (AM+Post) or plants were left without inoculation (Control) at good phosphorus supply.

Mycorrhizal inoculation and drought stress increased the level of root colonization in general and the highest level detected in AM+Post treated plants under dry condition. Having root colonization in the control, non-inoculated treatment indicated the low presence of AM fungi in the substrate.

Mycorrhizae treated plants showed differences in pepper production under normal and dry condition compared control plants. Under normal water condition mycorrhizal inoculation had significant effect on yield quantity only by post-inoculated plants compared to Control plants. Interestingly, drought stress enhanced the production in pre-inoculated plants, where more than nine times more pepper was harvested compared with the non-treated control or post-inoculated plants.

However, AM fungi may increase drought resistance by several mechanisms, including increased water uptake by external hyphae, modified nutrient (mostly phosphorus content) of the target plant and by altered hormonal balance, further research is needed to specify the effects of mycorrhizal fungi on crop production under normal and wet conditions.

Research was supported by the TÁMOP-4.2.1.B-11/2/KMR-2011-0003.

A KASZÁLÁS, MINT A LÖSZGYEP TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉSI LEHETŐSÉGE; A SISKA NÁDTIPPAN (*CALAMAGROSTIS EPIGEIOS*) VISSZASZORÍTÁSÁRA TETT KEZELÉSSOROZAT TAPASZTALATAI

HÁZI Judit¹, WICHMANN Barnabás², TÓTH Andrea¹, BARTHA Sándor³

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter Károly út 1.,

²Szent István Egyetem, Genetikai és Biotechnológiai Intézet, 2103 Gödöllő, Páter Károly út 1.

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézete, 2163Vácrátót, Alkotmány út 2-4.
email: hazijudit246@gmail.com

Kulcsszavak: felhagyott szőlő, biodiverzitás, erdős-sztyepp zóna, másodlagos lejtősztyepp, spontán szukcesszió, restauráció, hosszú távú kezelés

Összefoglalás: A regenerálódó szárazgyepeket gyakran fenyegeti az inváziós fajok terjedése, mint a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*), amely képes lassítani, illetve megállítani a másodlagos szukcesszió menetét. Ebben a cikkünkben egy 9 éve folyó kísérletről számolunk be, amelynek során megpróbáljuk a *C. epigeios* terjedését visszaszorítani. A vizsgálati területet egy 30–35 éve felhagyott szőlőben jelöltük ki, a Nyugat-Cserhátban. Az állomány nagy részét sűrű siska nádtippan borította. A kísérleti elrendezés 16 állandó kvadrátból áll, amelyek 3×3 méter kiterjedésűek. A kvadrátok felét évente kétszer kaszáltuk (júniusban és szeptemberben), a másik felük kontroll volt, kezelés nélkül. A kaszálás előtt a központi 2×2 méteres részen vettünk fel cönológiai felvételt a fajok %-os borítását becsülve, kaszáltban és kontrollban egyaránt 2001 és 2009 között. A kaszálás hatását ismétléses variancia analízissel teszteltük (repeated-measure ANOVA). Post hoc tesztként Tukey HSD (honestly significant difference) tesztet alkalmaztunk. A *C. epigeios* szignifikáns csökkenése már 2 évvel az első kaszálás után megmutatkozott. A fajszám azonban csak 4 év után kezdett emelkedni, míg a diverzitás (Shannon-diverzitás) nyolc 8 év után. Időközben a természetes célfaj, a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) vált uralkodóvá. Hasonló trend volt megfigyelhető a kontroll kvadrátokban is a spontán szukcesszió során, bár jóval lassabban. Megfigyeléseink szerint a *C. epigeios* spontán módon, magától is eltűnhet a szukcesszió során. Ugyanakkor az évi kétszeri kaszálás felgyorsítja ezt a folyamatot, úgynevezett kolonizációs ablak, “colonization window” nyitásával, ahová az értékesebb gyeffajok be tudnak települni. Tapasztalataink szerint a *C. epigeios* sikeres visszaszorításához a kaszálást legalább 8 évig kellene fenntartani.

Bevezetés

Az erdőirtással kialakított gyepterületeket évszázadokon át legelőként és kaszálóként hasznosították (POSCHLOD és WALLIS de VRIES 2002, RUPRECHT 2005). A hagyományos legeltetés és kaszálás biztosította a kapcsolatot a különböző korú és állapotú gyepek között, valamint elősegítette a propagulumok terjedését is. A felhagyott területek hagyományos kezelése meggyorsította a spontán szukcessziót, és biztosította a vegetáció tájleptéktű regenerációját, valamint az ökoszisztéma szolgáltatások folyamatos fenntartását. Az utóbbi időkben bekövetkező változások egyre inkább a mezőgazdasági területek intenzifikációját helyezik előtérbe, ezzel párhuzamosan növekszik a felhagyott területek kiterjedése is, amely szinte mindig együtt jár a biodiverzitás csökkenésével, a féltermészetes élőhelyek eltűnésével (RYSER et al. 1995, FIALA et al. 2003, BARTHA 2007; VIRÁGH et al. 2008). A gyepek különösen veszélyeztetettek az extenzív állattartási rendszer összeomlása miatt (POSCHLOD és WALLIS de VRIES 2002, LINDBORG 2006).

Az alulhasznosítás Európa számos területén megfigyelhető, melynek következtében egy-egy agresszíven terjedő fűfaj drasztikusan lecsökkentheti a gyepek fajszámát és diverzitását (REBELE 1996, PENKSZA és BÖCKER 2000, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HUHTA et al. 2001.). A siska nádtippa *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth (továbbiakban *C. epigeios*) egy magas, évelő, klonális pázsitfű faj (PRACH és PYŠEK 1994), tipikus példája a felhagyott területeken sikeresen terjedő pázsitfűfajoknak (PRACH és PYŠEK 2001). Kezdetben rövid tarackokkal terjedő, később erősen bokrosodó, zsombék-szerű telepeket képző növényfaj. A *C. epigeios* széles európai elterjedési területtel rendelkezik, gyakran tűnik fel természetes gyepekben (SOMODI 2008, PENKSZA 1992, 1995a, 1995b), erdőkben (ZHUKOVSKAYA és ULANOVA 2006, CSONTOS 2010), ártereken (FIALA 2001, GERGELY et al. 2001, FEHÉR 2007) és gyomnövény közösségekben (PRACH 1987, BARTHA 1992, BAASCH et al. 2010a). Ugyanakkor megjelenik regenerálódó társulásokban pl. erdőirtás után vagy mezőgazdasági területek művelésének felhagyása után (CSECSERITS és RÉDEI 2001, BARTHA et al. 2010). A faj képes megélni száraz, tápanyagban szegény, zavart élőhelyeken is, jóllehet a fátlan, jó vízellátottságú, tápanyagban gazdag helyeken a legsikeresebb (REBELE 2000). Terjedésekor a talajparaméterek ismerte is fontos szempont (BARCZI et al. 1996/97).

A *C. epigeios* képes egyfajú állományok létrehozására, ezzel jelentősen csökkentve az állományok biodiverzitását (SOMODI et al. 2008). Noha a faj Európában őshonos, gyors és agresszív előretörése miatt természetvédelmi szempontból káros, illetve nem kívánatos fajjá vált. Hasonló problémáról számoltak be Közép-Európából (REBELE és LEHMANN 2001, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HOLUB 2002, HÁZI és BARTHA 2002, LUOTO et al. 2003, STRANSKÁ 2004, SOMODI et al. 2004, 2008), Nyugat-Európából (ten HARKEL és van der MEULEN 1995), és Észak-Amerikából is, ahol a faj nem őshonos (AIKEN et al. 1989).

A gyepek diverzitásának fenntartására, illetve növelésére az egyik javasolt módszer a rendszeres kaszálás, amely azon túl, hogy évszázados hagyományai vannak, visszaszorítja a klonális pázsitfűveket és a nagytermetű kétszikűeket (HUHTA et al. 2001, DEÁK et al. 2007, KRAMBERGER és KALIGARIC 2008). A kaszálás a mezőgazdasági területek szegélyein is hatékonyan képes megállítani a gyomfajok terjedését (KISS et al. 1997, SZENTES et al. 2007, 2009, 2011).

A kaszálás segítségével sikeresen szorították vissza a *C. epigeios*-t egy fajszegény, ruderalis homoki társulásban a szukcesszió első 5 évében. Erről számol be Németországból REBELE és LEHMANN (2002), ugyanakkor a szakirodalomban nem találtunk utalást más társulásokban végzett kísérletekre. Jelen kutatás célja vizsgálni, hogy milyen hatással van a rendszeres kaszálás a *C. epigeios*-ra és a vele együtt előforduló fajokra. Hogyan befolyásolja a felhagyott szőlők vegetációfejlődését egy agrártáji környezetben.

Fő kérdéseink az alábbiak voltak:

1. Hatásos kezelési módszer-e a rendszeres kaszálás a *C. epigeios* visszaszorítására másodlagos és középidős parlagok regenerációja során?
2. Hány évig kell kaszálni, hogy a *C. epigeios* borítása (szignifikánsan) lecsökkenjen, a gyepek diverzitása pedig megnöjjön?
3. Hogyan működik együtt, milyen kölcsönhatásban van az aktív természetvédelmi kezelés és a spontán szukcesszió hosszabb időskálán?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület és mintavételi eljárás

A vizsgálati terület a 190 méter magas Somló-hegy, amely Cserhát-hegység nyugati részén található Rád és Penc települések között. A terület középponti koordinátái a következők: Ész: 47° 47' 45", Kh 19° 14' 13". A hegységre az Észak-Magyarországon általános extenzív mezőgazdasági tájhasznosítás a jellemző. Éghajlata kontinentális, az éves átlagos csapadékmennyiség 520–590 mm és 8–10°C az évi középhőmérséklet (MAROSI és SOMOGYI 1991).

A terület eredeti növénytakarója a pannóniai erdős-sztyepp illetve löszsztyepp volt. Az itt folyó ásatások és régészeti kutatások eredményeiből megállapítható, hogy a terület a bronzkor óta lakott volt (TORMA 1991). Történeti térképek (ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 1782) és más történeti források adatainak felhasználásával bizonyítható, hogy legalább a XVIII. század óta szőlőtermesztés folyt a hegyeken. Évszázadokon át a dombokon kisparscellás szőlőművelés, gyümölcsös- és gabonatermesztés folyt, mozaikolva az eredeti erdős-sztyepp vegetáció erdő és gyeppoltjaival. Löszsztyepp maradványok csak a szegélyeken, mezsgyéken, megyehatárokon maradtak fenn. A völgytalpakon, patakparti magaskórósok maradtak fenn, mint az eredeti vegetáció maradványai. A tájhasználat a mindenkori háborúk és gazdasági viszonyok függvényében változott. Ennek következtében mindig voltak a tájban parlagok és regenerálódó foltok, olyan karakter fajokkal, amelyek kellően tudtak alkalmazkodni a változásokhoz. A szukcesszió tehát hosszú idő óta jelen van a területen, a karakterfajok pedig a rendelkezésre álló fajkészlet gerincét képezik.

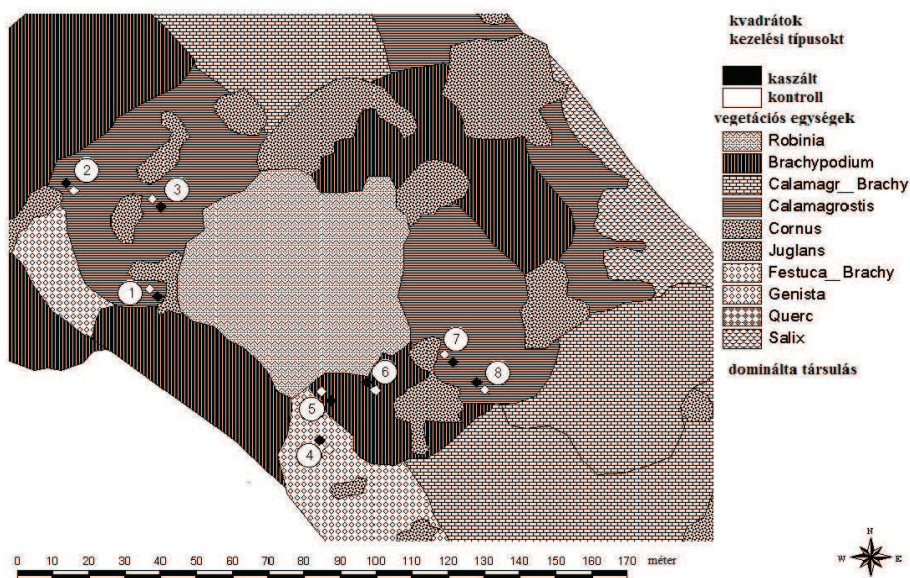
A kísérleti terület 7,1 hektár kiterjedésű, a kísérlet kezdetekor 30–35 éve felhagyott szőlő. Észak-nyugati kitettségű, a lejtőszög kb. 14 fok. A terület egy része cserjésedik a következő fajokkal: *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Crateagus monogyna*, *Rubus caesius*, *Clematis vitalba*, *Genista tinctoria*. A többi részen gyeppolt található a középídős parlagokra jellemző pázsítfűvek dominanciájával. A leggyakoribb állományalkotó pázsítfűfajok: *C. epigeios*, *Brachypodium pinnatum*, *Arrhenaterum elatius*, *Festuca rupicola*, *Stipa tirsa*.

A legnagyobb borítást elérő kétszikű fajok: *Dorycnium herbaceum*, *Inula ensifolia*, *Fragaria viridis*, *Coronilla varia*, *Centaurea spinosa*, *Leontodon hispidus*. Az egyik leggyakoribb, minden kvadrátban jelen lévő faj az *Agrimonia eupatoria*.

A területhez közel, 2 km-en belül, található eredeti rozsnokos száalkaperjerét (*Euphorbia pannonicae-Brachypodium pinnati* Horváth 2010) és száraz lösz-sztyepp (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964), amelyet fajforrásnak és egyben a regenerációs szukcesszió célállapotának tekinthetünk.

A mintavételi eljárás során rétegzett random mintavételezést végeztünk (1. ábra).

A cserje és akác (*Robinia pseudacacia*) dominálta foltokat kihagytuk, valamint azokat a foltokat is, ahol a *C. epigeios* borítása nem érte el a 60%-ot a vizsgálat kezdetekor. A fennmaradó, *C. epigeios* dominálta foltok (60% vagy annál nagyobb *C. epigeios* borítás) és *C. epigeios-Brachypodium* dominálta foltok együttes kiterjedése a teljes vizsgálati gyepfelszín közel 70%-át borította. Az egyes *C. epigeios* dominálta foltok átmérője mindig több volt, mint 25 méter. Ezekben az állományokban jelöltünk ki 8 pár 3×3 méteres állandó kvadrátot (vagyis 8 db 3×6 méteres kvadrátot), ezeket random helyeztük el az északkeleti kitettségű lejtőn, a split-plot módszer szerint (JONES és NACHTSHEIM 2009).



1. ábra A somló-hegy vegetációtérképe 2009-ben a kísérleti mintanegyzetek elrendezésével
 Figure 1. Vegetation map of the Somló hill in 2009, and the experimental design

A módszer lényege, hogy a kaszált és kontroll kvadrátok páronként mindig változva szerepelnek, aszerint hogy melyik oldalát kaszáljuk (pl. az 1-esnek a jobb oldali alnégyszete a kaszált, a 2-esnek a bal oldali stb.) A terepi kísérleteket 2001 és 2009 között végeztük, évi kétszeri kézi kaszálással júniusban és szeptemberben. A kis mintanagyság miatt sarlóval majd sövényvágó ollóval dolgoztunk 3–4 cm-es tarlót hagyva. Mindkét kezelési típust – kaszált és kontroll – évente kétszer felvételeztük, a központi 2×2 méteres kvadrátban vizuális borítási becsléssel, %-ban kifejezve. A minimális távolság a páros negyzetek között 26 méter, a maximális 50 méter volt.

Adatfeldolgozás

A terepen rögzített adatok közül jelen dolgozatban a tavaszi (júniusi) értékeket vettük alapul. Kiszámítottuk a kvadrátonkénti teljes borítást, a *C. epigeios* abszolút borítást, relatív borítást, valamint meghatároztuk a szubordinált fajok abszolút és relatív részesedését és a kvadrátonkénti fajszámot. A kaszálás hatását ismétléses varianciaanalízissel (repeated measure ANOVA) mértük fel. Először a többutas ANOVA-val ellenőriztük, van-e szignifikáns különbség, azután az egyutas ANOVA-t (one-way ANOVA), végeztük el, mivel ehhez az eljáráshoz kapcsolódik a Tukey HSD post hoc teszt, amely megmutatja az évek és a kezelések egymáshoz való viszonyát. Ennek eredményeként korrigált p-értéket kaptunk, amelyet a program automatikusan módosított az összehasonlítások számának megfelelően, így a Bonferroni korrekciót is tartalmazza. A számításokat az R statisztikai programmal végeztük el (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009).

Kísérletünket egy átmeneti vegetációs helyzetben végeztük, ahol folyik a másodlagos szukcesszió. A kaszálással megpróbáljuk elősegíteni a regenerációt, a gyepermozdulását a célállapotot jelentő ősgyep felé, ami ebben az esetben az *Euphorbia pannonicae*-

Brachypodium pinnati. Ennek következtében a restauráció sikere nem mérhető le csupán fajsza és diverzitás változásán, hanem a fajkompozíciós változásokat is figyelembe kell vennünk. Emiatt a fajokat két csoportba osztottuk környezeti igényük alapján.

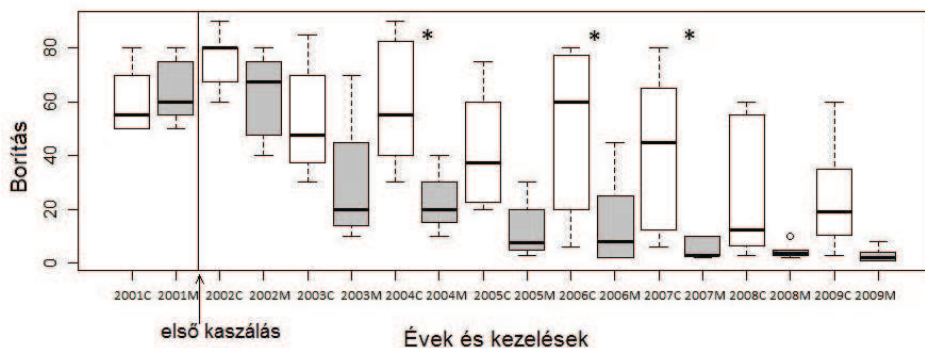
A csoportosítás alapja egy országos léptékű parlagszuccessziós felmérés (BARTHA et al. 2010), valamint a Borhidi féle szociális magatartás típus értékszámái (BORHIDI 1993), amely kitekintést nyújt a Grime féle rendszer felé (GRIME et al. 1988).

Az első csoport: Célfajok: ezek főként a száraz gyepek generalista fajai (*Hieracium* spp., *Inula ensifolia*), ide tartozik néhány specialista és ritka faj is: (*Jurinea mollis*, *Carex halleriana*, *Centaurea sadleriana*) és mátrix fajok (*Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Festuca rupicola*).

A második csoport: Nem cél fajok: zavarástűrő és ruderális fajok, generalisták és tipikus fajai a korai szuccessziós stádiumoknak *Carduus* spp., *Gallium mollugo*, *Picris hieracioides*, *Vicia cracca*. Ebben a csoportban megtalálhatók a ruderális kompetitorok, generalisták, a középső szuccessziós stádium fajai: *Agrimonia eupatoria*, *Securigeria varia*, *Falcaria vulgaris*, *Lathyrus tuberosus*, *Plantago media*.

Eredmények

Az évi kétszeri kaszálás hatékonyan csökkentette a *C. epigeios* borítást (2. ábra). Az ismétléses ANOVA eredményei azt mutatják, hogy a kaszálás szignifikáns különbséget okozott a *C. epigeios* borításában ($F = 118,92$, $p < 0.001$, $Df = 1$), de ez nem minden évben jelentkezett egyformán.



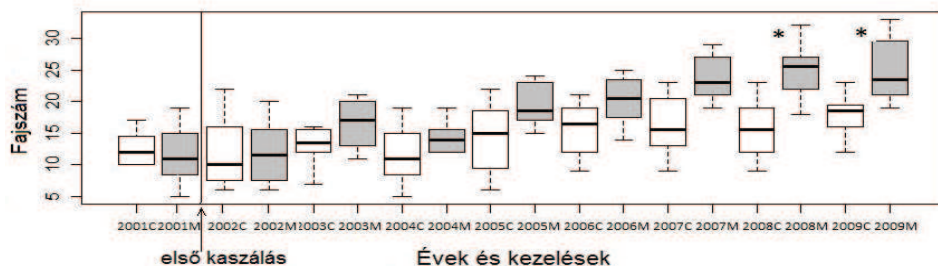
2. ábra A *C. epigeios* borításának változása a kaszált (szürke négyzetek) és kontroll kvadrátokban (fehér négyzetek), a csillagok a két kezelési típus közötti szignifikáns különbséget jelzik

Figure 2. Change of cover of *C. epigeios* in the mown and control plots during the 2001–2009 period

A kísérlet kezdetén a *C. epigeios* volt domináns minden kvadrátban átlagosan 60%-os borítással. A kaszálás hatására ez a borítás lecsökkent, azonban szignifikáns különbséget ($p < 0,05$) csak a 3. évben találtunk.

A kaszált és kontroll kvadrátok közötti szignifikáns eltérést a kaszálás megkezdése után 3 év múlva kaptuk, valamint az 5. és 6. kísérleti években. Ezt a csökkenést táji léptékben is tapasztaltuk. 2001-ben a *C. epigeios* borította felszín közel 70%-os volt, 8 év múlva ez 55%-ra csökkent.

A kaszálás fajszámra gyakorolt hatása is hosszabb idő múlva mutatkozott meg. Mind a kezelt mind a kontroll minták esetében fokozatos fajszám növekedést tapasztaltunk. Mivel a két kezelési típus együttes irányba változott a köztük lévő szignifikáns különbséget csak hosszú idő múlva lehetett kimutatni, az első kaszálást követő 7. és 8. évben (3. ábra).



3. ábra A kvadrátonkénti átlagos fajszám változása a kaszált (szürke négyzetek) és kontroll kvadrátokban (fehér négyzetek), a csillagok a két kezelési típus közötti szignifikáns különbséget jelzik

Figure 3. Change of average species number per plot in the mown and control plots during the 2001–2009 period

Hasonló mintázatot mutat a célfajok és nem cél fajok relatív fontosságának, sorrendjének összehasonlítása is. A biomassa egy részének rendszeres eltávolításával csökken a talaj árnyékoltsága, megnő a besugárzás és a párologtatás. Összességében a száraz gyepek mikroklimatikus feltételei alakulnak ki illetve rendeződnek vissza, ami lehetővé teszi az eredeti szárazgyepi fajok megerősödését. A felnyíló új talajfelszínre pedig a környéken jelen lévő új fajok is betelepülhetnek.

Kilenc év után a *C. epigeios* relatív borítása a kezdeti 65%-ról 3%-ra esett vissza a kaszált kvadrátokban, mialatt szintén csökkent a kontroll kvadrátokban is 62%-ról 27%-ra, bár még domináns maradt.

A célfajok relatív borítása jelentősen növekedett a kaszált kvadrátokban (24%-ról 41%-ra), mialatt ezek részesedése lassan csökkent a kontroll kvadrátokban (32%-ról 21%-ra).

Értékelés

Kísérleteink azt mutatják, hogy az évi kétszeri kaszálás hatékonyan csökkentette a *C. epigeios* borítását. Jóllehet ez a szignifikáns változás időben elhúzódva mutatkozott meg a 3. évtől kezdve. Hasonló jelenségről számol be LEHMANN és REBELE (2002), bár eltérő társulásban, és élőhelyen. Ők is azt tapasztalták, hogy a kaszálás megkezdése és a *C. epigeios* válaszreakciója között legalább 2 év telik el. Ennek az elhúzódó reakciónak egyik magyarázata lehet a rövid tarackokban történő tápanyagraktározás, amelyre több szerző is felhívja a figyelmet (KLIMES és KLIMESOVA 2002; FIALA et al. 2003; KAVANOVA és GLOSER 2005).

A rendszeres kaszálásnak köszönhetően a *C. epigeios* jelentős biomassa-veszteséget szenved (KLIMESOVA et al. 2008). Ugyanakkor a tápanyag raktározó szervei csak több év múlva merülnek ki. A *C. epigeios* egy jól ismert korai szukcessziós faj (PRACH 1987, BARTHA 1992, BARTHA et al. 2010, BAASCH et al. 2010b). Emiatt azt várnánk, hogy legalább

30 évig folyamatos lesz a jelenléte a területen, és jelentős tápanyagkészleteket halmoz fel. Eredményeink azt sugallják, hogy az évi kétszeri kaszálás elegendő lehet a tarackok kimerítéséhez és az egyedek tápanyagforgalmi mérlege negatív lesz. Ezáltal a *C. epigeios* jelenléte, dominanciája lerövidíthető.

Sok tanulmány arra a megállapításra jutott, hogy a kaszálás növeli a felhagyott területek fajgazdagságát (BOBBINK et al. 1987, BOBBINK és WILLEMS 1991, FENNER és PALMER 1998, DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007). Jelen munkánkban a kaszálás szintén növelte a fajszámot a másodlagos gyepekben, jóllehet a válaszreakció lassú volt, csak a kaszálás megkezdése után 7 évvel mutatkozott szignifikáns különbség a kaszált és kontroll minták között. A *C. epigeios* magas termetű, széles levéllemezrel rendelkező pázsitfű, emiatt a vegetációs periódus után is jelenetős mennyiségű holt biomasszát képes raktározni a föld felett, lábon álló fűtömegként, illetve a talajfelszínen felhalmozódott avarként, a tömött, zsombékszerű telep kialakítása miatt, amely akár több száz évig is élhet. Ennek következtében erős gátló hatást gyakorol a többi fajra nézve. Egy részletes vizsgálat kimutatta, hogy a mikroléptékben tapasztalt fajkicserélődési ráta sűrű *C. epigeios* állományban lecsökkentette a lokális fajok bevándorlási sebességét, míg a lokális kihalások sebessége hasonló maradt a szomszédos *Festuca rupicola* dominálta gyepekéhez (SOMODI et al. 2008). Feltételezhető, hogy a *C. epigeios* diverzitásra gyakorolt negatív hatása a többi faj megtelepedésének gátlásával alakul ki. A kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és ezzel együtt a felhalmozódó avar mennyiséget is. Úgy is mondhatjuk, hogy a kaszálás "kikapcsolta" a megtelepedési gátként ható tényezőt, ezzel együtt "szukcessziós ablakot" nyitott ki a gyepekben a kolonizáló fajok számára (JOHNSTONE 1986, BARTHA et al. 2003).

Eredményeink azt mutatják, hogy az új fajok belépését megakadályozó tényező – az egyeduralkodó pázsitfűfaj – eltávolítása után még legalább 3 évre van szükség a szignifikáns fajszám emelkedéshez. Ez az eredmény összhangban van más tanulmányok megállapításával, ahol a restaurációs kezelés után a vegetáció szerkezetét illetően szintén elhúzódó válaszreakcióról számoltak be (STAMPFLI és ZEITER 1999, HELLSTRÖM et al. 2006). Az esetek többségében ennek a jelenségnek a propagulumlimitáció lehet az oka. Jelen esetben a helyi fajkészlet viszonylag nagy, a potenciálisan megtelepedő fajok már jelen vannak a gyepekben, és a *C. epigeios* foltok viszonylagos közelségében találhatók. Ennek ellenére a kaszált kvadrátba való belépésükhöz több évre van szükség. A biodiverzitás növekedésének lassú üteme, amelyet jelen esetben is megfigyelhettünk, csak alátámasztja a finomléptékű vizsgálatok szükségességét a vegetációdinamika irányultságainak feltárásában (BARTHA et al. 2004).

Jelen vizsgálatunk során azt tapasztaltuk, hogy az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között a kísérlet kezdetétől számított 7–8 év múlva jelentkezik csak. Egy ennél rövidebb időbeli lefutású kísérlet azt a konklúziót mutatná fel, hogy a kaszálás nem hatékony módja a gyeprekonstrukciónak. Éppen ezért a restaurációs jellegű beavatkozásokat érdemes úgy tervezni, hogy legalább 8–10 év álljon rendelkezésre, annak érdekében, hogy valós és megbízható eredményt kapjunk a vegetáció viselkedését illetően. Fontos szempont tehát a kezelés hosszú ideig való alkalmazása.

További előnye az állandó kvadrátokkal végzett hosszú távú megfigyeléseknek, hogy lehetővé teszik a restaurációs kezelés és a spontán szukcesszió egyidejű tanulmányozását, valamint ezek kölcsönhatását is.

Jelen ismeretink szerint a korábbi tanulmányok főként a *C. epigeios* terjedéséről számolnak be (AIKEN et al. 1989, ten HARKEL és van der MEULEN 1995, REBELE és LEHMANN

2001, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HOLUB 2002, HÁZI és BARTHA 2002, LUOTO *et al.* 2003, STRANSKÁ 2004, SOMODI *et al.* 2008), fordított jelenségről, a visszaszorulásról viszont kevesebb publikáció született. Kísérletünkben a *C. epigeios* borításának szignifikáns csökkenést tapasztaltunk kontroll kvadrátokban is. A kaszált kvadrátokban a csökkenés 2 év múlva következett be, a kontroll kvadrátokban viszont jóval később, 7 év múlva. Ugyanakkor a kaszált kvadrátokban a *Brachypodium pinnatum* domináns lett 5 év alatt, és a *C. epigeios* alárendelt faj lett 6 év alatt. A nagyobb térléptékű parlagfelmérés és felhagyott szőlők felmérése során azt tapasztaltuk, hogy a *C. epigeios* főként fiatal parlagokon jelenik meg, de hiányzik vagy kevésbé gyakori az idősebb gyepekben (BARTHA *et al.* 2010).

Eredményeink azt mutatják, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulásra a másodlagos gyepekben. Emiatt hosszabb időskálán nézve a spontán szukcesszió kedvező alapot jelenthet az aktív természetvédelmi beavatkozásokhoz is (PRACH *et al.* 2001, HÁZI *et al.* 2011).

A trend hasonló volt kontroll és kaszált esetében, azonban a sebességet jelentősen befolyásolta a kaszálás. Hasonló mintázatot mutat a célfajok és nem cél fajok relatív fontosságának, sorrendjének összehasonlítása is. A biomassa egy részének rendszeres eltávolításával csökken a talaj árnyékoltsága, megnő a besugárzás és a párologtatás. Összességében a száraz gyp mikroklimatikus feltételei alakulnak ki illetve rendeződnek vissza, ami lehetővé teszi az eredeti szárazgyepi fajok megerősödését. A felnyíló új talajfelszínre pedig a környéken jelen lévő új fajok is betelepülhetnek.

Ez az eredmény arra utal, hogy a *C. epigeios* valószínűleg spontán módon is visszaszorul a másodlagos szukcesszió során. Gyakori jelenség a szukcesszió során a fény limitáló szerepe, amely a cserjésedéssel párhuzamosan kerül előtérbe (DANCZA 2000). A *C. epigeios* jövőbeli esélyeit, tartós fennmaradását befolyásolhatja az egyre nagyobb méreteket öltő eutrofizáció, a tápanyagok felhalmozódása (DALTON és BRAND-HARDY 2003). Ebben a megváltozott környezetben a *C. epigeios* előnyös szerephez juthat. Összefoglalásként megállapíthatjuk, hogy ez a kérdés még mindig sok vitára ad okot, mivel a *C. epigeios* változó táji környezetben betöltött szerepéről, jelenlegi és várható viselkedéséről kevés ismeret áll rendelkezésünkre.

Vizsgálataink alapján azt mondhatjuk, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulni a másodlagos szukcesszió során. A pontos mechanizmus feltárásához azonban még további vizsgálatok szükségesek. A kontroll kvadrátokban, ahol a *C. epigeios* magától is visszaszorult a vizsgálati időszak alatt, a fajszám és a diverzitás nem emelkedett. Ez részben megmagyarázható a folyamatok időigényes voltaival és az általánosságban tapasztalható késleltetett mechanizmussal, amelyet a *C. epigeios* borításváltozása kapcsán már tapasztaltunk. A kontroll kvadrátok esetében ez 7 év volt. Noha a kaszálás hatékonyan módszernek bizonyult az agresszív pázsitfű fajok és kétszikűek visszaszorítására, negatív hatása is lehet egyéb magas termetű és széles levelű fajokra nézve, amelyek szintén az értékes gyepek közösség részei (FENNER és PALMER 1998, BARTHA 2007).

További hátrányai a kaszálásnak, hogy költséges és nehéz megszervezni. Emiatt hosszú távú kezelésnél érdemes egyéb lehetőségeket, restaurációs kezelési módszereket is figyelembe venni. A körületekintően végzett égetés egy ilyen lehetséges alternatíva, azonban számos tanulmány szerint ez éppen a problémás faj a *C. epigeios* felszaporodásához vezet (HILLE és GOLDAMMER 2007, MAROZAS *et al.* 2007). Számos szerzővel egyetértve (DOSTALEK és FRANTIK 2008) ezért azt javasoljuk, hogy viszonylag hosszú ideig, mintegy

8 évig tartó kaszálási periódus után a területet legeltetéssel kellene hasznosítani illetve kezelni.

A szakemberek nagy része a *C. epigeios*-t veszélyes inváziós fajként, illetve hazánkban terjedő honos természetvédelmi gyomként tartja számon, azonban ez nem feltétlenül van így. A regenerációs folyamatok kezdetén a *C. epigeios* szerepe inkább pozitív, mivel erős gyökérzete révén hatékonyan tudja megakadályozni a talajeróziót. A későbbiek során fellépnek negatív hatások is, azonban éppen jelen tanulmányunk mutat rá, hogy ezek nem állandósulnak.

Visszatérve a bevezetésben feltett kérdésekre megállapíthatjuk, hogy a rendszeres kaszálás hatékony kezelési módszernek bizonyult a másodlagos szárazgyepekben tapasztalható *C. epigeios* terjedés megakadályozásra. A 8 éven keresztül fenntartott évi kétszeri kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és növelte a biodiverzitást. Jelenlegi hosszú távú vizsgálatunk eredményeihez hozzátartozik, hogy várakozásainktól eltérően a kontroll kvadrátokban is a *C. epigeios* borításának általános és csökkenését tapasztaltunk, igaz jóval kisebb mértékben.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Dávid Margitnak a terepi munkákban nyújtott segítségével. Botta-Dukát Zoltánnak, Virágh Klárának, Somodi Imeldának, Sály Péternek, Alessandro Brozzinak és Dancza Istvánnak a munkánkhoz nyújtott értékes javaslatokért és kiegészítésekért mondunk köszönetet. A munkát a K 72561 számú OTKA pályázat támogatta.

Irodalom

- AIKEN S. G., LEFKOVITCH L. P., ARMSTRONG K. C. 1989: *Calamagrostis* (Poaceae) in North America, especially Ontario. Canadian Journal of Botany 67: 3205–3218.
- BAASCH A., TISCHEW S., BRUELHEIDE H. 2010a): How much effort is required for proper monitoring? Assessing the effects of different survey scenarios in a dry acidic grassland. Journal of Vegetation Science 21: 876–887.
- BAASCH A., TISCHEW S., BRUELHEIDE H. 2010b: Twelve years of succession on sandy substrates in a post-mining landscape: a Markov chain analysis. Ecological Applications 20: 1136–1147.
- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996/97: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. Acta. Bot. Sci. Hung. 40: 3–21.
- BARTHA S. 1992: Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. Abstracta Botanica 16: 31–41.
- BARTHA S. 2007: Composition, differentiation and dynamics in the forest steppe biome. In: Illyés E, Bölöni J, editors. Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary. Budapest: pp 194–210.
- BARTHA S., MEINERS S. J., PICKETT S. T. A., CADENASSO M. L. 2003: Plant immigration windows in a mesic old field succession. Applied Vegetation Science 6: 205–212.
- BARTHA S., CAMPATELLA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. International Journal of Ecology and Environmental Sciences 30: 101–116.
- BARTHA S., DANCZA I., HÁZI J., HORVÁTH A., MARGÓCZI K., MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D. 2010: A parlagszuccesszió állandó és változó jellegzetességei. In: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit Isten csak jókedvében terem” (selection from the first 13 MÉTA field guides: 2003–2009), MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 480–482.
- BOBBINK R., DURINK H., SCHREURS J., WILLEMS J., ZIELMAN R. 1978: Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. Folia Geobotanica and Phytotaxonomica 22: 363–376.
- BOBBINK R., WILLEMS J. H. 1991: Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch Chalk Grassland. Biological Conservation 56: 1–21.

- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartásformái. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa, Pécs.
- CSECSERTIS A., RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- CSONTOS P. 2010: Light ecology and regeneration on clearings of sessile oak-turkey oak forests in the Visegrád mountains, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 52: 265–286.
- DALTON H., BRAND-HARDY R. 2003: Nitrogen: the essential public enemy. *Journal of Applied Ecology* 40: 771–781.
- DANCZA I. 2000: Gyomközösségek összetételének változása délnyugat-dunántúli parlagterületeken. *Gyomnövények, Gyomirtás* 1: 51–60.
- DEÁK B., TÖTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában (Effect of cutting on a *Bolboschoenetum maritimi eleochariosum* association in the Nyírólapos Hortobágy). *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- DOSTALEK J., FRANTÍK T. 2008: Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17: 1439–1454.
- FEHÉR A. 2007: Historical reconstruction of expansion of non-native plants in the Nitra River Basin (SW Slovakia). *Kanitzia* 15: 47–62.
- FENNER M., PALMER L. 1998: Grassland management to promote diversity: creation of patchy sward by mowing and fertiliser regimes. *Field Studies* 9: 313–324.
- FIALA K., HOLUB P., SEDLÁKOVÁ I., TŮMA I., ZÁHORA J., TESAŘOVÁ M. 2003: Reasons and consequences of expansion of *Calamagrostis epigejos* in alluvial meadows of landscape affected by water control measures. *Ekológia (Bratislava)* 22 Suppl. 2: 242–252.
- FIALA K. 2001: The role of root system of *Calamagrostis epigejos* in its successful expansion in alluvial meadows. *Ekológia (Bratislava)* 20: 292–300.
- ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 1782. HMT Hadtörténeti Múzeum Térképtára.
- GERGELY A., HAHN I., MÉSZÁROS-DRASKOVITS R., SIMON T., SZABÓ M., BARABÁS S. 2001: egetation succession in a newly exposed Danube riverbed. *Applied Vegetation Science* 4: 35–40.
- GRIME J. P., HODGSON J. G., HUNT R. 1988: Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.
- HÁZI J., BARTHA S. 2002: The role of *Calamagrostis epigeios* in the succession of bandoned vineyards in the Western Cserhát, Hungary. 3rd European Conference on Restoration Ecology; 2002 August 25–31, Budapest.
- J. HÁZI, S. BARTHA, S. SZENTES, B. WICHMANN AND K. PENKSZA 2011: Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary, *Plant Biosystems – An International Journal with all Aspects of Plant Biology* 145(3): 699–707.
- HELLSTRÖM K., HUHTA A.-P., RAUTIO P., TUOMI J. 2006: Search for optimal mowing regime – slow community change in a restoration trial in northern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 43: 338–348.
- HILLE G. M., GOLDAMMER G. J. 2007: Dispatching and modeling of fires in Central European pine stands: New research and development approaches in Germany. 4th International Wildland Fire Conference; 2007 May 13–17 Seville.
- HOLUB P. 2002: The expansion of *Calamagrostis epigejos* into alluvial meadows: comparison of aboveground biomass in relation to water regimes. *Ekológia (Bratislava)* 21: 27–37.
- HORVÁTH A. 2010: Validation of description of the xeromesophilous loess grassland association, *Euphorbia pannonicae* - *Brachypodium pinnati*. *Acta Botanica Hungarica* 52: 103–122.
- HUHTA A., PASI R., TUOMI J., LAINE K. 2001: Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12: 677–686.
- JOHNSTONE I. M. 1986: Plant invasion windows: a time based classification of invasion potential. *Biological Review* 61: 369–394.
- JONES B., NACHTSHEIM C. J. 2009: Split-Plot Designs: What, Why, and How? *Journal of Quality Technology* 41:4.
- KAVANOVÁ M., GLOSER V. 2005: The use of internal nitrogen stores in the rhizomatous grass *Calamagrostis epigejos* during regrowth after defoliation. *Annals of Botany* 85: 457–463.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. 1997: Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 227–232.
- KLIMES L., KLIMESOVÁ J. 2002: The effects of mowing and fertilisation on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Evolutionary Ecology* 15: 363–382.

- KLIMESOVÁ J., LATZEL V., DE BELLO F., VAN GROENEDAELE J. M. 2008: Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia* 80: 245–253.
- KRAMBERGER B., KALIGARIC M. 2008: Semi-natural grasslands: the effect of cutting frequency on long-term changes of floristic composition. *Polish Journal of Ecology* 56:33–43.
- LEHMANN C., REBELE F. 2002: Successful management of *Calamagrostis epigejos* (L.) ROTH on a sandy landfill site. *Journal of Applied Botany* 76: 77–81.
- LINDBORG R. 2006: Recreating grasslands in Swedish rural landscapes – effects of seed sowing and management history. *Biodiversity and Conservation* 15: 957–969.
- LUOTO M., REKOLAINEN S., AAKKULAM J., PYKALAM J. 2003: Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32: 447–452.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1991: Magyarország kistájainak katasztere, Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. pp. 379–388.
- MAROZAS V., RACINSKAS J., BARTKEVICIUS E. 2007: Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal Pinus sylvestris L. forests. 4th International Wildland Fire Conference; 2007 May 13–17 Seville. p. 22.
- PENKSZA K. 1992: Adatok a kesztölci Fehér-szirt és környékének flórájához. *Bot. Közlem.* 79: 47–52.
- PENKSZA K. 1995a: Flora of the Őr-hegy (Gerecse Mts, Hungary). *Stud. bot. hung.* 26: 37–48.
- PENKSZA K. 1995b: Flora of the Fehér-szirt and its surroundings near Keszthely, Hungary. *Stud. bot. hung.* 26: 49–63.
- PENKSZA K., BÖCKER R. 2000: Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Bot. Közlem.* 86–87: 89–93.
- POSCHLOD P., WALLIS DE VRIES M. F. 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361–376.
- PRACH K. 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W.Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–354.
- PRACH K., PYŠEK P. 1994: Clonal plants – what is their role in succession? *Folia Geobotanica Phytotaxonomia* 29: 307–320.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17: 55–62.
- PRACH K., BARTHA S., JOYCE C. B., PYŠEK P., DIGGELEN R., WIEGLEB G. 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from: <http://www.R-project.org>.
- REBELE F., LEHMANN C. 2001: Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora* 196: 325–344.
- REBELE F. 1996: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth auf anthropogenen Standorten - ein Ueberblick. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie* 26: 753–763.
- REBELE F. 2000: Competition and coexistence of rhizomatous perennial plants along a nutrient gradient. *Plant Ecology* 147: 77–94.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- RYSER P., LANGENAUER R., GIGON A. 1995: Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomia* 30: 157–167.
- SEDLÁKOVÁ I., FIALA K. 2001: Ecological degradation of alluvial meadows due to expanding *Calamagrostis epigejos*. *Ekológia (Bratislava)* 20 Suppl. 3: 226–333.
- SOMODI I., VIRÁGH K., ASZALÓS R. 2004: The effect of the abandonment of grazing on the mosaic of vegetation patches in a temperate grassland area in Hungary. *Ecological Complexity* 1: 177–189.
- SOMODI I., VIRÁGH K., PODANI J. 2008: The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11: 187–194.
- SOMODI I., VIRÁGH K., SZÉKELY B., ZIMMERMANN, N. E. 2010: Changes in predictor influence with time and with vegetation type identity in a post-abandonment situation. *Basic and Applied Ecology* 11: 225–233.
- SOÓ R. 1964: Magyarország flórájának és vegetációjának rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. (Synopsis systematico-geobotanica florum vegetationisque Hungariae I). Budapest: Akadémiai Kiadó.
- STAMPELI A., ZEITER M. 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 1515–164.

- STRÁNSKÁ M. 2008: Successional dynamics of *Cynosurus* pasture after abandonment in Podkrkonoší. *Plant Soils and Environment* 50: 364–370.
- SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- SZENTES SZ., PENKSZA K., OROSZ SZ., DANNHAUSER C. 2011: Forage managed investigation on the Hungarian grey cattle pasture near Balaton Uplands. *AWETH* 7: 180–198.
- SZENTES SZ., TASI J., WICHMANN B., PENKSZA K. 2009: Botanikai és gyepgazdálkodási vizsgálatok 2008. évi eredményei a badacsonytördemici szürkemarha legelőn. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 73–78.
- TEN HARKEL M. J., VAN DER MEULEN F. 1995: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *Journal of Vegetation Science* 6: 445–452.
- TORMA I. (szerk.) 1991: Magyarország régészeti topográfiája 9. Pest megye régészeti topográfiája. A szobi és a váci járás (XIII/2) Budapest: Akadémiai Kiadó. pp. 127–132.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2008: A multiscale methodological approach novel in monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9: 237–246.
- ZHUKOVSKAYA O., ULANOVA N. G. 2006: Influence of brushing frequency on birch population structure after felling. *Ecoscience* 13: 219–225.

REGULAR MOWING AS A NATURE CONSERVATION MANAGEMENT OF LOESS STEPPE:
CASE STUDY FOR CONTROL OF *CALAMAGROSTIS EPIGEIOS*

J. HÁZI¹, B. WICHMANN², A. TÓTH¹, S. BARTHA³

¹Szent István University, Institute of Environmental- and Landscape Management,
Department of Natural Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1, Hungary

²Szent István University, Institute of Genetic and Biotechnology

³Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences,
H-2163 Vácrátót, Hungary
e-mail: hazijudit246@gmail.com

Keywords: abandoned vineyards, biodiversity, forest-steppe zone, secondary meadow steppe, spontaneous succession, restoration, long term management

Abstract: Regeneration of seminatural grasslands are often threatened by the invasion of *Calamagrostis epigeios*, which can slow down or arrest secondary succession. Here we report the results of a 9-year mowing experiment designed to suppress the spread of *C. epigeios* in mid-successional grasslands in Hungary. The experimental design consisted of 16 permanent plots of 3×3 m. Half of the plots were mowed twice a year (in June and September), the other half was left as control. Vegetation was sampled in 2×2 m quadrates before mowing in each year between 2001–2009. The effects of mowing were tested using repeated-measure ANOVA and Tukey HSD for post-hoc tests. Significant decrease of *C. epigeios* appeared after two years of mowing. Species richness increased after four years, while diversity after eight years. By this time the target native species *Brachypodium pinnatum* become dominant. Similar trends appeared in the control plots during spontaneous succession but at much slower rates. Our results suggest that *C. epigeios* disappears spontaneously in secondary grassland succession after ca. 40–50 years. However, mowing twice a year can speed up this process by opening a “colonization window” to the valuable target species. For successful control, mowing should be maintained for approximately eight years.

AZ ARANYSAKÁL (*CANIS AUREUS* L. 1758) ÁLLOMÁNY NAGYSÁGÁNAK VIZSGÁLATA KÖZVETLEN MEGFIGYELÉSEK ALAPJÁN

HELTAI Miklós¹, TORBÓ László Tibor², LANSZKI József³, SZABÓ László¹

¹Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet, 2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.

²Sastya Vadásztársaság, 7960 Sellye, Ifjúság u. 1/a

³Kaposvári Egyetem, Természetvédelmi Tanszék
7400 Kaposvár, Guba S. u. 40.; e-mail: heltai.miklos@gmail.com

Kulcsszavak: aranysakál, állománybecslés, territórium, sakálüvöltés

Összefoglalás: A 2007–2008-ban végzett vizsgálat során célunk volt, hogy egyszerű, a faj jelenlétét bizonyító közvetlen és közvetett jelek megfigyelésén alapuló módszerek segítségével mérjük fel a vizsgálati terület aranysakál állományát. A vizsgálati időszak alatt összesen 28 spontán sakálüvöltést figyeltünk meg, ebből 27 esetben napnyugta után. Átlagosan 1:54 perc telt el a csillagászati napnyugta és az üvöltés között ($n=27$; $s=40$). A megfigyelt üvöltések, a rögzített nyomok és az ürülékek elhelyezkedése alapján három család állandó jelenlétét határoztuk meg a területen. A csoporton belüli egyedszám a becslések alapján 4–9 között változott. A számolt családsűrűség a területen 1,2 család/1000ha, ami – összevetve más vizsgálatokkal – nem kimagasló érték. Az egyes mozgáskörzetek (territóriumok) becslött területe 1–1,5 km² ami, elmarad az európai adatoktól.

Bevezetés

Magyarországon a '90-es évekig a legnagyobb egyedszámban élő vadászható szőrmés ragadozó a vörös róka (*Vulpes vulpes*) volt. 2001-től az addigra már szintén országos elterjedésű (LANSZKI és HELTAI 2010) borz (*Meles meles*) is felkerült a vadászható fajok listájára. A 2000-es évektől egyre nagyobb jelentőséget kapott a visszatelepült aranysakál, mely évről évre terjeszkedik, állománya folyamatosan nő (HELTAI et al. 2004, SZABÓ et al. 2009). Az aranysakál őshonos ragadozó fajunk. KORMOS (1912) kutatásai alapján már a jégkorszak idején jelen volt a mai Magyarország területén, ezt az akkori korból származó maradványok bizonyítják. Az ókorban volt egy vad, melyet az akkor élők aranyfarkasnak neveztek, valószínűsíthetően az aranysakált említették e néven (ÉHÍK 1929). A XIX. század végén, XX. század elején ritka előfordulásokkal (TÓTH et al. 2009) ugyan, de tagja volt a hazai faunának, míg élőhelyeit a folyók szabályozása, nagy kiterjedésű legelők feltörése, művelésbe vonása le nem csökkentette. Egy 1942-es derecskei elejtés után csak a hetvenes évek végén, nyolcvanas évek elején fellelt 4 fiatal hím előfordulásáról tudunk (DEMETER 1984). Mivel ebből az időszakból szaporodó állományok nem voltak ismertek, az aranysakál, mint kipusztult, őshonos ragadozó került be a Vörös Könyvbe (RAKONCZAY 1989).

A sakálok feltételezhető immigrációja az 1990-es évek elején a Dráva folyón keresztül zajlott, Horvátország irányából (DEMETER és SPASSOV 1993). Azonban a hazai rejtett populációk sem zárhatók ki teljes bizonyossággal. A bevándorló, kóborló egyedek megtelepedését elősegítette a termőföldek privatizációja is. A magántulajdonba került földek egy részén a szántóföldi gazdálkodás évekig szünetelt, ezáltal egy-egy régióban több ezer hektárnyi parlagterület is kialakulhatott. Ezeken a parlagföldeken számottevő rágcsló, elsősorban mezei pocok állomány él (HORVÁTH és PINTÉR 2000, LANSZKI et al. 2006),

valamint kedvező élőhelyi körülményeket biztosítanak számos vadászható fajnak, szárnyas és szőrmés ragadozóknak egyaránt. A zavartalan, viszonylag ritkán lakott Dél-Dunántúli területeken az aranysakálnak a folyamatos vadászat ellenére is növekvő állománya és elterjedési területe alakult ki (HELTAI et al. 2004, LANSZKI et al. 2006, 2007, SZABÓ et al. 2009).

Az Ormánságban található Sastya Vadásztársaság területe volt az egyik első olyan hely az országban ahol a kilencvenes évek elején a szaporodó családok megjelentek és jelenlétük azóta is folyamatos. Jelen vizsgálatban célunk az volt, hogy ezen a területen egyszerű, mindenki számára elvégezhető módszerekkel, közvetlen megfigyelések alapján határozzuk meg az aranysakál családok előfordulását és sűrűségét.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület

A Sastya Vadásztársaság az Ormánság szívében Vajszló és Sellye között helyezkedik el, területe 2502 ha. Fő nagyvadfajok a gímszarvas – nem ritka a 10 kg feletti trófea –, a vaddisznó, amely igen nagy számban él a területen és egy közepes minőségű őzállóomány. Fő apróvad faj a fácán, a mezei nyúl állománya jelentéktelen. Vadászható vadfajok közül megtalálható még a róka, az aranysakál és a borz. A vadászterület jellemzően sík, helyenként némileg hullámos felszínnel. Az erdőterületek leggyakoribb talajtípusa a gyengén humuszos öntéstalaj, réti erdőtalaj, öntés erdőtalajok. A szántóföldek mezősségi talajok. Az éghajlati adottságok a következők: átlagos évi középhőmérséklet 11°C, átlagos csapadék mennyisége 700–750 mm, a napsütéses órák száma meghaladja a kétezret. A 29% erdő és 11–12% elhagyott gyeppel, nádas kiváló élőhelyet biztosít az apróvadnak, nagyvadnak és a ragadozóknak egyaránt. A terület déli részei a Dráva ártéren fekszenek. Ide nyúltak be egykoron a folyó kisebb-nagyobb ágai, csatornái, amelyek a szukcessziós folyamatoknak köszönhetően lassan feltöltődtek. Megjelentek azok a növénytakasok és velük együtt azok az állatfajok, amelyek kedvező feltételeket nyújtottak és nyújtanak az aranysakál számára, elsősorban a nádasok, magas sásosok, bokorfüzesek.

Az első sakál észlelések a Vadásztársaság jelenlegi területén az 1998–99-es évekre tehetőek (KOVÁCSÉVICS és BALASKOVICS szóbeli közlés). Ez nem volt váratlan, mert a területtől mintegy 10–20 km-re, a MEFA Rt. körösnypusztai részén '92-től jelezték állandó tartózkodását. 1999-ben már 3 db-os terítékről számolt be az akkori vadőr (BALASKOVICS szóbeli közlés). 2007-ben 3 sakál került terítékre egy állat tetemét pedig elütve az úton találtuk meg.

Az adatgyűjtés és értékelés módszerei

A terület vadászainak segítségével folyt a sakál állományának felmérése 2007. márciusa és 2008. márciusa között. Pontosan feljegyezték a közvetlen és közvetett sakálészleléseket (vizuális megfigyelés, illetve üvöltés helye, ideje). A megfigyeléshez használt eszközök: Nikon 20–60× Zoom(d80) Eye Piece spektív, 8×56-os Swarovski slc keresőtávcső és fegyverlámpa voltak. Az észleléseket és/vagy elejtéseket minden esetben térképen jelöltük. Rögzítettük a sakálüvöltések és az adott dátum szerinti napnyugta pontos idejét is.

Az üvöltések segítségével lehatárolt területrészeken a feltételezhető territóriumok határait ellenőrző sakálók nyomai alapján becsültük az egyes családok mozgáskörzeteit, feltételezhető territóriumait. A nyomok nagy biztonsággal azonosíthatók, főleg eső után és sáros, illetve havas időben. A nyári „nyomolvasás” csak a homokos területeken és a poros földutakon volt sikeres. A nyomok mellett figyeltük a „kaparásokat” és az ürülékeket is. Az üvöltésekből, illetve megfigyelésekből igyekeztük megbecsülni az egyes családok nagyságát a területen való elhelyezkedésüket – a vélhető territórium központokat. A családok minimális egyedszámát irodalmi adatok és saját megfigyelések alapján becsültük.

Eredmények

A vizsgálati időszak alatt összesen 28 spontán sakálüvöltést jegyeztük fel. Az üvöltések egy kivételével napnyugta után voltak hallhatók. Átlagosan 1 óra 54 perc telt el a csillagászati napnyugta és az üvöltés között ($n=27$; $s=40$; 1. táblázat).

1. táblázat A megfigyelt sakál üvöltések ($n=28$) időpontjai az adott nap csillagászati napnyugtájához képest
Table 1. The observed jackal howls ($n = 28$) times of the day compared to the astronomical sunset

Dátum	Napnyugta	Hangadás időpontja	Időkülönbség (óra, perc)
Május 07.	19:03	22:44	3:41
Május 08.	19:05	20:45	1:40
Május 09.	19:06	19:38	0:32
Június 06.	19:37	20:48	1:11
Június 07.	19:38	21:48	2:10
Június 19.	19:44	17:20	
Június 29.	19:43	21:08	1:25
Július 08.	19:42	22:30	2:48
Július 17.	19:36	20:35	0:59
Szeptember 17.	17:53	19:41	1:48
Szeptember 18.	17:51	19:36	1:45
Október 07.	17:13	19:11	1:58
Október 13.	17:01	20:04	3:03
Október 25.	16:39	18:47	2:08
November 03.	16:25	18:32	2:07
November 05.	16:22	18:32	2:10
November 18.	16:05	18:15	2:10
December 19.	15:54	19:05	3:11
December 20.	15:55	17:52	1:57
Január 13.	16:17	18:01	1:44
Január 23.	16:31	18:02	1:31
Február 04.	16:49	18:25	1:36

1. táblázat folytatása
Contd. Table 1.

<i>Dátum</i>	<i>Napnyugta</i>	<i>Hangadás időpontja</i>	<i>Időkülönbség (óra, perc)</i>
Február 12.	17:02	18:32	1:30
Február 14.	17:05	18:25	1:20
Február 24.	17:20	18:58	1:38
Március 06.	17:37	19:25	1:48
Március 17.	17:53	19:22	1:29
Március 19.	17:56	20:15	2:19

A területen 3 aransakál család állandó jelenlétét észleltük: N (Nádfaroki család), S (Sastyai család), D (Darvasi család). A feljegyzések alapján egyértelműen meghatározható a családok száma, és kirajzolódnak a családok által használt területek határai.



1. ábra A sakálcsoportok által használt területek elhelyezkedése

Figure 1. Position of the three jackal groups

Az N család által elfoglalt területet közel 1–1,5 km²-es területként mértük fel (1. ábra). Az észlelések alapján feltételezzük, hogy a nyári szezonban kisebb körzeteket használnak, ugyanis a kölyöknevelés idején helyhez kötöttebbek. A kölykökkel ősz elején távolodtak el messzebbre a portyázások során. Az N család a nyár folyamán két búvóhelyet is használt a területen belül, amelyek 150–200 m-re voltak egymástól. LAWICK és GOODALL (1987) az általa megfigyelt aransakál családnál több vackot is leírt. Ezek távolsága 50 m-től 300 méterig terjed. A család által használt egyik búvóhely egy 23,6 hektáros erdeifenyő (*Pinus silvestris*) állomány, amelyben a hó töréssel és szűkáróssítással érintett erdőrészeket egészségügyi termeléssel nem számolták még fel. A letört, kidőlt törzseket benőtte, átfonta a földi szeder (*Rubus fruticosus*). Vannak olyan tízedhektáros foltok, amelyek ember által járhatatlan sűrűket alkotnak. A másik búvóhely az ezt körülölelő úgynevezett „Nádfarok” sáv, amely egy feltöltődött Dráva-csatorna. Ebben a következő növényfajok voltak megtalálhatók a vizsgálat évében: mézgás éger (*Alnus*

glutinosa) a felső szintben szálanként, fehér fűz (*Salix alba*). A kecskefűz (*Salix caprea*) rekettyeként hálózza be a nádist, nád (*Phragmites australis*), keskenylevelű gyékény (*Typha angustifolia*), sás fajok (*Carex* spp.), kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), vízi hídör (*Alisma plantago aquatica*), mocsári nőszirm (*Iris pseudococcus*), mocsári nefelejcs (*Myosotis palustris*). Mindkét bűvőhely, amely egyben az kölykezés és kölyöknevelés színhelye is volt ideális, mert az antropogén hatásoktól mentes egész éven át. Egyedül a decemberi vaddisznóhajtás során vannak átmozgatva egyszeri alkalommal. Az év nagy részében ember számára járhatatlan területek.

Az S család által használt egyik bűvőhely egy elhagyott marhalegelő, amit felvert a kökény (*Prunus spinosa*) a galagonya (*Crataegus monogyna*) és különféle pázsitfű és sásfajok. Bűvőhelyként főleg nyáron használják, mivel ilyenkor ez átjárhatatlan tuskés sűrűt alkot, területe kb. 5 ha. Ez a rész teljesen egybefolyik egy levágott nyarassal. A vágástér nyár (*Populus* spp.) újulatból és különféle összenőtt szederfajokból (*Rubus* spp.) áll, területe kb. 6 ha. Folytatólag pedig a Sastya nevű közel 400 ha-os különféle korosztályokból álló gyertyános tölgyes erdőtömb húzódik. Ebben található a télen használt bűvőhely az un. kis sűrű, melynek területe 22 ha. 16 évvel ezelőtt telepített mindenféle beavatkozástól mentes kocsányos tölgy fiatalos. A téli hajtóvadászat és az alkalmi fatolvajlás kivételével háborítatlan.

A D család az úgy nevezett „Darvas” területet használja, ami egy galagonya (*Crataegus monogyna*), fűz (*Salix* spp.), akác (*Robinia pseudoacacia*), nyár (*Populus* spp.) által összenőtt sásos vizenyős 2 km hosszú, 200–500 m széles áthatolhatatlan sűrű. Ez összeköttetésben áll a vajszlói erdővel és a szomszédos 680 ha-os Cseri erdővel, és a Déli szomszédban egy 12 ha-os nádassal. Kitűnő élőhelyet, teljes fedettséget biztosít a sakálnak. A Darvasi sűrű egy laposabb sásos részből, és egy kiemelkedett galagonyás, kökényes sűrűből áll. A sásos vizenyős részt használják nyári bűvőhelyül, a magasabban fekvő sűrűt pedig télen. Ezen a területrészen 2006 augusztusában sikerült egy 10 perces videó felvételt készíteni 4 sakálról.

A vizsgálati terület (vadászterület) 2502 ha nagyságú, ezen 2007–2008-ban bizonyíthatóan legalább 3 sakálcsalád élt, ami 1,2 család/1000 ha sűrűséget jelent a Vt. teljes területére számítva.

Megvitatás

A sakál élőhely választását alapvetően három tényező határozza meg: a nappali bűvőhely, a megfelelő táplálék megléte és a tartósan vízborítástól való mentesség (JAEGER et al. 2007). Ha ezek adottak, rendkívül magas állománysűrűséget is elérhet. A teljes területre számolt család/sűrűség összehasonlítható más vizsgálatok eredményeivel: Akusztikus állománybecsléssel a legmagasabb család/sűrűséget 2005 őszén mérték Hajós-szentgyörgy körzetében (3,2 család/1000 ha), illetve az Ormánságban (3,4 család/1000 ha) (LANSZKI et al. 2007, SZABÓ et al. 2009); Görögországban szintén akusztikus felméréssel 0,8–5,0 család/1000 ha sűrűséget állapítottak meg (GIANNATOS et al. 2005). Ezek alapján viszonylag alacsony csakás/sűrűséget tapasztaltunk a vizsgálati területen.

Az aranykakál a leggyakoribb vadon élő ragadozó Bangladesben (JAEGER et al. 2007). Itt mozgáskörzet rendkívül kicsi, mindössze 0,5 km² volt. Más országokban végzett kutatások eltérő mozgáskörzetről számolnak be: Görögország 2,2–15 km², Kelet-Afrika

0,5–2,5 km², Azerbajdzsán 8 km² (GIANNATOS et al. 2005 cit. MOEHLMAN 1983). Az általunk számolt 1–1,5 km² szintén elég alacsony, mely arra enged következtetni, hogy a számára szükséges forrásokat ilyen kis területen belül is megtalálja, tehát számára kedvező az év nagy részében háborítatlan élőhely.

Az egyes családok becsült egyedszáma következőképpen alakult: Az N és D család kb. 4–7 egyedből állt, míg a legnépesebb az S család. KOLESZÁR (szóbeli közlés 2008) számolt be arról, hogy egy alkalommal 2008. január 6-án éjszaka 9 tagú sakálfalkát látott. A falka üvöltve jött keresztül egy 17 ha-os vetésen, az S család territóriumán belül. Mivel az üvöltés általában territóriumon belül történik (LAWICK 1970), és a sakálok alloparentális utódgondozású családban élnek (MACDONALD 1983), így megbecsülhető az egyes családok egyedszáma és a területre vetített sűrűsége. Ezek alapján a legkisebb egyedsűrűség 7,2 db/1000 ha. Ez összevethető egy másik ormánsági vizsgálattal (LANSZKI et al. 2007), ahol a sakálsűrűség ehhez közeli, 8 egyed/1000 ha volt, akusztikus állományfelmérés alapján.

Az eredmények azt mutatják, hogy ezen az ormánsági területen az elmúlt több mint egy évtizedben az aranyakál megtalálta a számára kedvező, táplálékforrásban és búvóhelyben bővelkedő élőhelyet. Mindemellett állománya a külföldi és más hazai vizsgálatok eredményeihez képest sem mondható kiemelkedően magasnak, s tapasztalataink és táplálékvizsgálataink eredménye (LANSZKI 2002, LANSZKI és HELTAI 2002, LANSZKI et al. 2006) szerint a nagyvad állományra gyakorolt hatása sem oly jelentős, mint azt több helyen leírják. Bízunk benne, hogy e visszatérő faj a jövőben is színesíteni fogja a Dráva-sík élővilágát.

Irodalom

- DEMETER A. 1984: Recent records of rare or non-resident large carnivores in Hungary. *Vertebrata Hungarica* 22: 69–71.
- DEMETER A., SPASSOV N. 1993: *Canis aureus* Linnaeus, 1758. In (eds.): J. NIETHAMMER, F. KRAPP. *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula-Verlag Wiesbaden.
- ÉHIK GY. (szerk.) 1929: A közönséges vagy aranyakál, in: BREHM A.: *Az állatok világa*. V. Kötet P. 100–104.
- GIANNATOS G., MARINOS Y., MARAGOU P., CATSADORAKIS G. 2005: The status of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135 (2): 145–149.
- HELTAI M., SZÜCS E., LANSZKI J., SZABÓ L. 2004: Az aranyakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) új előfordulásai Magyarországon. *Állattani Közlemények* 89: 43–52.
- HORVÁTH GY., PINTÉR V. 2000: Small mammal fauna of two abandoned field habitats and a spatio-temporal analysis of four rodent populations. *Miscellanea Zoologica Hungarica* 13: 105–121.
- JAEGER M., HAQUE E., SULTANA P., BRUGGERS R.L. 2007: Daytime cover, diet and space-use of golden jackals (*Canis aureus*) in agro-ecosystems of Bangladesh. *Mammalia*, pp. 1–10.
- KORMOS T. 1912: A magyarországi preglaciális fauna származástani problémája. In: GAÁL I. (szerk): *Koch-émlékkönyv: Koch Antalnak, a budapesti egyetemen a földtan és őslénytan tanárának, negyvenéves egyetemi tanári jubileumára (1872–1912)*. Budapest, Fritz Kiadó, pp. 45–58.
- LANSZKI J. 2002: Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Natura Somogyiensis* 4. Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár.
- LANSZKI J., HELTAI M. 2010: Eurázsiai borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758). In: HELTAI M. 2010: *Emlős ragadozók Magyarországon*. Mezőgazda Kiadó, Budapest pp. 67–72 pp.
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L. 2006: Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal of Zoology* 84(11): 1647–1656.

- LANSZKI J., HELTAI M., 2002: Feeding habits of golden jackal and red fox in south-western Hungary during winter and spring. *Mammalian Biology* 67: 128–136.
- LANSZKI J., HELTAI M., SZABÓ L., FRANKHAUSER N. 2007: Az aranyaskál állománysűrűségének vizsgálata a Dél-Dunántúlon. *Natura Somogyiensis* 10, Kaposvár.
- LAWICK H., VAN GOODALL J. 1987: Ártatlan gyilkosok. Gondolat, Budapest.
- MACDONALD D. W. 1983: The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* 301(5899): 379–384.
- RAKONCZAY Z. (szerk.) 1989: Vörös Könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZABÓ L., HELTAI M., LANSZKI J. 2009: Az aranyaskál állománysűrűségének változása a hajós-szentgyörgyi erdőben 2004 és 2009 között. *Állattani közlemények* 94(2): 187–197.
- SZABÓ L., M. HELTAI, E. SZÜCS, J. LANSZKI, R. LEHOCZKI 2009: Expansion range of golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. *Mammalia* 73: 307–311.
- TÓTH T., KRECSÁK L., SZÜCS E., HELTAI M., HUSZÁR GY 2009: Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. *North-Western Journal of Zoology* 5(2): 357–363.

STUDY OF GOLDEN JACKAL (*CANIS AUREUS* L. 1758) POPULATION DENSITY
ON THE BASE OF DIRECT OBSERVATIONS

M. HELTAI¹, L. T. TORBÓ², J. LANSZKI³, L. SZABÓ¹

¹Szent István University Institute for Wildlife Conservation
2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1

²Sastya Hunting Club 7960 Sellye, Ifjúság u. 1/a

³University of Kaposvár, Department of Nature Conservation
7400 Kaposvár, Guba S. u. 40.; e-mail: heltai.miklos@gmail.com

Keywords: golden jackal, population estimation, territory, jackal howling

During the course of our research, our goal was to estimate the golden jackal population density of the study area (S-Hungary, Ormánság microregion) with the help of simple methods based on observing direct and indirect signs showing the presence of the species. Altogether 28 spontaneous jackal howls were observed during the period of the research, 27 of which were heard after sunset. The average duration between the astrological sunset and the howls was 1 hour 54 minutes ($n=27$, $s=40$). Based on the observed howls, the recorded footprints and the location of faeces, we determined the constant presence of three families in the study area. Estimation of the number of individuals within the families was between 4 and 9 specimen. Family density was also calculated, we found 1.2 families/1000 ha, which – compared to other studies – is a relatively low number. Estimated size of the territories were 1–1,5 km², which also falls below other European data.

SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT AND WATER SUPPLY

M. CZIKKELY¹, M. ITIMAD IBRAHIM², J. S. ZSARNÓCZAI²¹Department of Chemistry and Biochemistry²Institute of Regional Economics and Rural Development

Szent István University – 2103 Gödöllő, Hungary

e-mail: czikkely.marton@mkk.szie.hu

Keywords: Water management, Irrigation system, Productivity, Environmental conservation

Abstract: In all over the world in consequence of the global warming the water use became very much increasable demanded. At present the agricultural sector remained as the biggest user for the water. At the national economic level of the developing countries, the water use for agricultural sector was 80% of all amount of the water coming from the rivers. This portion was about 65% at national economic level of the highly developed countries, in which the agricultural sector had share between 3-5% of the GDP. The other 35% were used by the industrial sector, service sectors and population water consumption. Also about 40% of the world's food came from the irrigated 20% areas of all cultivated lands. The water use of agricultural sector was very considerable. In this case the development of the irrigation system is demanded at the international and Hungarian national levels because of its strong connection with food production. There are two kinds of irrigation systems, namely the large scale and small scale irrigation one, both of which are also public and private sectors, as well. The national governments provide the planning, financial supports, and investment activities, but in most of cases the farmers get subsidies. In private field farmers, as carrying the risk, realise economic activities including the developing irrigation system based on governmental supports. This case study analyzes the importance of large and small scale irrigation systems, because both of them are equally important based on the available capital amount and the production structure of farms.

Introduction

The global warming resulted in increasing the role of water and in this case we try to discovering the water resources and the efficient water use. The increasing population of the world combines with sharply increasing water scarcity in dry areas (Figure 1. and Figure 2.). This case – study focuses on the water management and its connections between difficulties of *soil degradation* and the *land and water integration* in arid areas.

The object of the research are water management with water supply and water resources, soil erosion and water content of soil, increase water productivity, land and water integration. According to the water management there are some possible indicators in water use based on the increasing *renewable water resources*. Naturally the main water resources are surface and groundwater (FAO/UNFPA/ILASA 1984). Land and water development division is to promote *better integration* (FAO-TCP 1993 and FAO TSS-1 1993). Also the *land qualities* concerning the *water issue*, namely groundwater level and quality in relation to irrigated land use (SOMBROEK 1994).

The general question can emerge, that the scarcity difficulty can be solved by water use efficiency, international cooperation and large scale farming systems (Falkenmark 1986). Other question that there is any possibility to decrease the negative influences of human activities on environmental conservation in field of water management.

Also this case-study focuses on the *influences of human activities* concerning the water management on the environmental conservation issues

The *solution for the water scarcity* can be water use efficiency within large scale irrigation farming systems, also the international cooperation between countries lying in common river basen areas, for example Nile – river or Danube – Tisza river basen, renewable water use, and develop the wasta water cleaning. Startegy is for remaining the conservation farming based on the goal for sustainable agricuture (LIGETVÁRI et al. 2008, MUGHRAM and ZSARNÓCZAI 2008).

Materials and Methods

This study applies the research methods, namely compare collected data, analysing connection the water use efficiency and demands of environmental conservation. The analyse for the water use efficiency is concerning to the work of Gregory, P.I. (see detailed in GREGORY 1989), which means producing biomass per unit of water based on the actual rainwater supplied, namely yield per unit of water supplied, accounting all water flows connecting with biomass production.

Results and discussion

In order that water use can be efficient, this needs *land and water integration*, which also results in decreasing the *soil degradation*. By the hand this integration originally is *vertically one*, which contents some main elements of different levels, namely qualiy of groundwater, qualities of different kinds of soil, soil surface, slope position, vegetative cover and climatic qualities. The vegetative cover depends on the agro-ecological and socio-economic conditions. The soil conditions provide possibility to product such kinds of different economic plants, and the market conditions stimulate farmers to produce these one. These conditions mean such a balance between the natural possibilities and market demands. The land and water integration should provide sustainability for the soil against the degradation and for water to be stored in soil.

By the other hand there are *horizontally* conditions for the landscape, when the land conditions are analysed from point of view of physical, geographical situations, elements of terrains, top or platou, lower or upper slope, main slope, bottomland or flood plain, natural or under current land use.

Falkenmark describe the internal hidrology, when rainfall moves into the soil of the plateaux and surfacing at the springline, including the lateral movement of chemical materials, for example salt or silica. Also Falkenmark emphasizes the importance of surface transport of soil materials through erosion from upper slopes to bottomland or flood plain (FALKENMARK 1986).

Land-water integration is described by the UNCED Agenda 21, that land use and freshwater show little appreciation of water related to determinants of land use or a *land use practices as determining water pathways, water flow and water quality*. Also the UNCED Agenda 21 emphasizes the integraty of the water cycle, which makes the river basin or catchment the appropriate spatial unit for such integration, as decisions on upstream land use also effectively equaty to decisions on downstream water resources, reflecting upstream-donwstream interdependencies.

The *land-water integration can be seen within the farming systems*, where there are two sides, namely the *strategy* of farmers to ensure the conservation farming and the *goal* of farmers to keep the sustainable agriculture. The strategy for conservation farming is based on the water management, soil erosion control, crop rotation, residue management, permanent cover, reduced fallow, organic recycling, and integrated plant deffence. All of these elements are according to the *soil quality*, which is the base for keeping sustainable agriculture, as goal of farming systems. The goal for sustainable agriculture concerns good-quality food, realistic crop yields, environmental health, energy conservation, natural resource conservation, economic viability, safety. The soil and water management should be changed. Naturally these costs can return based on the larger yield. Also it is important to extend farmer-participation in irrigation, water and soil management, in order that farmer plays more active role in improving and developing the management (VÁRALLYAY et al. 2007).

Table 1. Magnitude of soil erosion by water and wind (Sources: WALLING, 1987 and OLDEMAN, 1994)

1. táblázat A víz és szél által okozott talajerózió nagyságának összehasonlítása

Region	Water erosion		Wind erosion	
	Area	%	Area	%
	(10 ⁶ ha)	of total area	(10 ⁶ ha)	of total area
Africa	227	46	186	38
Asia	441	59	222	30
South America	123	51	42	17
Central America	46	74	5	7
World	1,094	56	548	28

Some other experts declared about the agricultural production that “Keeping partly the function of food production, agriculture may play a significant role in *energy production* or industrial raw material production. For this, a good example can be the utilization of biological materials (biomass) for heating.” (FOGARASSY et al. 2007). During the working out Hungarian strategy concerning the *large and small scale irrigation systems*, the international experiences should be followed by the decision-makers also emphasizing the efficiency of the large scale irrigation system for agricultural production and water use (also see in detailed in DOBÓ et al. 2006).

The soil erosion has impacts on productivity due to loss of available water capacity, which can result in declining in soil fertility and deterioration of soil structure. The soil management is based on the principle elements of soil quality and health, so therefore the farmers should measure the effects of their human activities and management on soil quality in order to decrease risk on the land, to keep natural resources and environmental conservation. The farmer should keep balance between his needs and resource conservation. Farmer needs acceptable yields, price income to cover the cost of production and his family’s livelihood, decreasing risk. In order to keep the sustainable agriculture the resource conservation needs adequate soil organic matter, soil depth and soil cover.

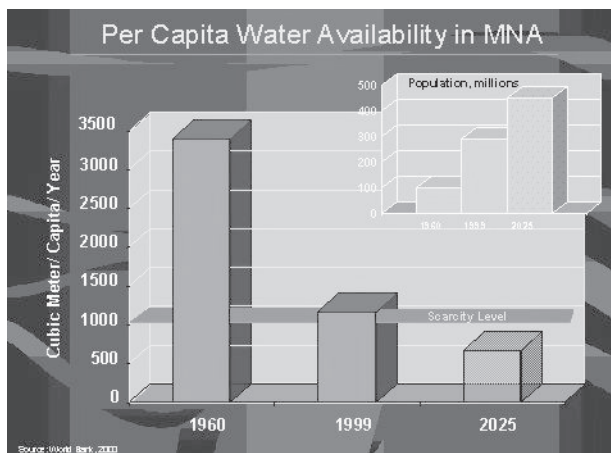


Figure 1. Per Capita Water Availability in Middle East and North Africa (Resource: World Bank 2000)

1. ábra Egy főre jutó rendelkezésre álló vízkészletek a Közel-Keleten és Észak-Afrikában

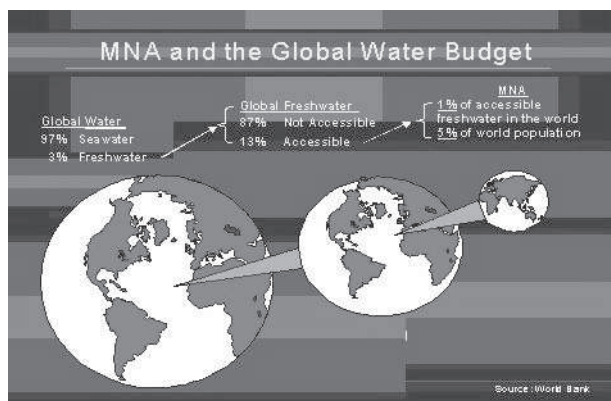


Figure 2. MNA and the Global Water Budget (Resource: World Bank 2000)

2. ábra A Közel-Kelet, Észak-Afrika és a globális vízháztartás

Strengthen cooperation of farmers' associations, co-operatives and companies based on the wider legal framework. This cooperation provides better positions for farmers to avail input of agricultural production, like credits, machines, fertilise, and pesticide. The bank credit can ensure to avail innovative technologies, training and education even for the small farmers. This cooperation strengthens rural savings for rural population and agricultural producers. Introduction of irrigation strategies can provide a major opportunity for water savings concerning the interest of farmers.

Naturally the small scale irrigation system can be integrated to the large scale irrigation one, for example within a governmental investment-project concerning the private small or large scale farms; or within a financial support system, where farmers obtained supports to improve the water irrigation on their owned farms, but their irrigation systems can also connect with water irrigation network at county-side or national economic-side levels.

When farmers improve their water irrigation system on farms, in this case they carry the risk. In any way the governmental role is needed for developing either large scale water irrigation system or small scale water irrigation one.

Also the water can be used as renew-able energy resource, For example dams or water energy centres can be used for producing water energy, which do not increase plant production as renew-able energy resource, so much more arable lands can be used for human food production. It should focus on importance of integration between small and large scale irrigation systems in order that use of irrigation system can be successful, also within the their integrating use the financial supports and investments can be provided by the national Government. Singly supports and investment to each small even large scale irrigating farm are so difficult. Also the considerable expenditures of maintaining the irrigation equipments can not be covered by the each farmer.

References

- DOBÓ, E., FEKETE-FARKAS, M., KUMAR SINGH, M., SZÜCS, I. 2006: Ecological-economic analysis of climate change on food system and agricultural vulnerability: a brief overview. *Cereal Research Communications* 34(1): 777–781.
- FAO/TCP 1993: National water resources policy. FAO, Rome.
- FAO-TSS-1 1993: National action programme for environment and development. FAO, Rome
- FAO/UNFPA/IIASA 1984: Potential population – supporting capacities of lands in the developing world. Report, FAO, Rome (IIASA= International Institute for Applied System Analysis)
- FALKENMARK M. 1986: Fresh water – Time for a modified approach. *AMBIO* XV (14)
- FOGARASSY CS., KÁPOSZTA J., NAGY H. 2007: Externality aggregation of the field of biomass production. Engineering for Rural Development, 6th Scientific Conference, Latvia University of Agriculture – Jelgava 96–101.
- GREGORY P. I. 1989: Water use efficiency of crops in the semi arid tropics. In: Soil, crop and water management in the Soudano-Sahelian zone. ICRISAT (= International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics).
- LIGETVÁRI F., URBÁN L., ZSARNÓCZAI J. S. 2008: Some ideas about history of environmental economics concerning Hungarian and international experiences. *Economics of Sustainable Agriculture* 2: 233–248.
- MUGHAM Y. A., ZSARNÓCZAI J. S. 2008: Irrigation Possibility in Middle East and North Africa. VII. Alps-Adria Scientific Workshop on Soil-Plant Interrelations In: Hidvégi Sz. (ed.): Crop Production p. 36.
- OLDEMAN L. R. 1994: The global extent of soil degradation. *Soil Resilience and sustainable land use* pp. 99–117.
- URBÁN L. 2006: Waste Management of Hungarian agriculture from the beginning of 1950s till middle of 1980s. *Economics of Sustainable Agriculture* 1: 103–115.
- VÁRALLYAY Gy. 2007: Global climatic changes: national influences and reply. *Journal of Agricultural Chemistry and Soil Science* 56, 199–202.
- WALLING D. 1987: Rainfall, runoff and erosion of the land: a global view. *Energetics of Physical Environment* 89–117.

FENNTARTHATÓ VÍZGAZDÁLKODÁS ÉS VÍZELLÁTÁS

CZIKKELY Márton¹, M. Itimad IBRAHIM ², ZSARNÓCZAI J. Sándor ²¹Kémia és Biokémia Tanszék²Regionális Gazdasági és Vidékfejlesztési Intézet

Szent István Egyetem, Gödöllő

e-mail: czikkely.marton@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: Vízgazdálkodás, Öntöző rendszerek, Termelékenység, Környezetvédelem

Absztrakt: A világ minden táján, a globális felmelegedés következtében, a vízgazdálkodás egyre fontosabb kérdéssé válik. Jelenleg a legnagyobb vízfelhasználó a mezőgazdasági szektor. A fejlődő országokban, nemzetgazdasági szempontból is vizsgálva, a mezőgazdasági szektor vízfelhasználásának alapját 80%-ban a folyók-ból származó vizek adják. A fejlett országokat tekintve, a vízgazdálkodással összefüggésben, a mezőgazdasági szektor 65%-ot jelent az éves GDP 3-5%-ból. A további 35% az ipari szektor, a szolgáltató szektor és lakosság vízfelhasználását jelenti. A mezőgazdasági szektorban a víz nagyon jelentős tényező. Számos más tevékenység-re van hatással. Többek között az öntözési rendszerek magyar és nemzetközi szintű fejlődése is hatást gyakorolt az élelmiszeriparra. Állami és magánszektori szinten is elterjedtek lettek a világban a nagy és a kisméretű öntözési rendszerek. A nemzeti kormányok biztosítják a terveztetést, a különféle pénzügyi és beruházás támogatásokat, és sok esetben a gazdálkodók külön támogatást is kapnak. Ez a tanulmány a kis és nagyméretű öntözési rendszerek jelentőségét elemzi a rendelkezésre álló források és kis és nagygazdaságok termelési struktúrájának viszonylatában.

KÜLÖNBÖZŐ ÉRETTSÉGŰ ÉS DÓZISÚ DIÓLEVÉL ÉS VEGYES GYÜMÖLCSLOMB KOMPOSZT HATÁSA MUSTÁR (*SINAPIS ALBA*) TESZTNÖVÉNY CSÍRÁZÁSÁRA

TIRCZKA Imre, Matthew HAYES

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: tirczka.imre@kti.szie.hu

Kulcsszavak: diólevél, komposztálás, lombkomposzt.

Összefoglalás: A diólevél komposztálhatósága régóta vitatott téma. Kísérletünkben vizsgáltuk, hogy a diólevélből készült komposztnak, a komposztálás időtartamának és a felhasznált komposzt dózisének függvényében, van-e kimutatható kedvezőtlen hatása a mustár (*Sinapis alba*) teszt növény fejlődésére. A vizsgált dió és vegyes lombkomposztokat egymással összehasonlítva, nem volt igazolható különbség egyik fajta komposztnak sem az előnyére, sem a hátrányára. A nem kellően komposztálódott lombnak azonban kimutatható kedvezőtlen hatása, mely elsősorban a növény növekedésében jelentkezett, és kevésbé a kelés mértékében. A növényi növekedést gátló hatás elsősorban a komposztálatlan lombnál és annak is magasabb dózisaiban volt megfigyelhető. Ugyanakkor kedvezőtlen hatásként értékelhetjük, hogy négy hónapos komposztálás után sem tértek el a mért paraméterek szignifikánsan a kontrolltól, vagyis a növényi lombkomposzt jelenléte nem járt előnnyel azon kontrollal szemben, mely csak tápanyaghiányos kvarchomokból állt. Kilenc hónapos komposztálás után ugyanakkor sem a dió, sem a vegyes lombkomposztnak nem volt kedvezőtlen hatása a növényi tömegre, sőt az 1,6-3,8 szorosára növekedett a kontrollhoz képest az alkalmazott dózis függvényében. A diólevelet ne ésszerű le, nyugodtan komposztáljuk, és legalább 9 havi komposztálás után felhasználhatjuk.

Bevezetés

A diólevél komposztálása és komposztjának növényekre gyakorolt hatása régóta vitatéma és minden komposztálással kapcsolatos fórumon előkerül. A témával kapcsolatosan számos pro és kontra vélemény elhangzik. Leggyakoribb ellenérvek: „mérgező”, „nem bomlik le”, „savasít”, „túl olajos”, „növekedésgátló anyagot tartalmaz”, „gátolja a csírázást”, „el kell égetni, nehogy véletlenül is a földbe kerüljön”, és a felsorolás folytatható lenne. A komposztálás mellett szólók -akiknek táborá szűkösebbnek bizonyul- szerint: „Lassan bomlik, egyébként semmi gond vele”, „A friss levélben megtalálható növekedésgátló vegyületek a komposztálódás során teljesen lebomlanak”. „Lehet komposztálni a diólevelet is, mint minden növényi maradványt. A belőle készült komposzt pedig ugyanolyan jó a növényeknek, mint bármilyen más növényből készült komposzt.” (HTT1).

A természet a melléktermékeit újra tudja hasznosítani. A komposztálásnak pedig a falevelek és lombok is megfelelő alapanyagai, akár tisztán, akár más anyagokkal összekeverve. A szezonálisan és viszonylag nagy mennyiségben keletkező lombot kár veszni hagyni. Komposztálásával a hulladékok mennyisége csökkenthető és szerves anyagokkal segíthetjük talajaink termékenységének fenntartását (DÖMSÖDI 1989, KOCIS 2005).

A levelek magas lignin tartalma miatt, a gombák közreműködésével végbemenő komposztálódáshoz általában több időre van szükség. A lombok egy része gyorsabban korhad (pl. gyümölcsfák, nyír, hárs, kőris, juhar), mások nehezebben (pl. dió, bükk, tölgy, platán). A jobb minőségű komposzt érdekében javasolt a különböző lombok keverése (KRAFFT VON H. 2006). A lomb komposztálása minimum egy évet vesz igénybe. A lomb-

komposzt az őszi összerakás után 2–3 héttel összeesik. A komposztot tavasszal rakjuk át, majd más tennivalónk a várakozáson kívül nincs. A kész komposzt morzsalékos, avarra emlékeztető illatú (DÖMSÖDI 1989, SULZBERGER 2006).

A dió allelopátiás hatása miatt a fa alatt más növények nem vagy csak rosszul fejlődnek (SCHMIDT és TÓTH 2006). A diólevél növekedési depressziót előidéző hatását a még le nem bomlott csersav és juglin tartalma idézi elő (KOVÁCS 2000).

A diólevélből készült komposzt tényleges hatásáról kevés részletes publikáció készült. KOVÁCS (2000) tanulmányában a természetes állapotú és a komposztált diófalevélnek a növényi növekedésre gyakorolt hatását elemezte, adiabatikus komposztáló szimulátorral történő 56 napos komposztálás után. A csíráztató közeg az előállított komposztokat eltérő térfogatszázalékban tartalmazta, és kontrollként alacsony tápanyagtartalmú talaj szolgált. A tesztnövényként alkalmazott tavaszi árpa kelését, nedves és száraz növényi tömegét vizsgálva a szerző megállapította „a komposztálás hatására a diófalevélben levő növekedésgátló anyag átalakul, lebomlik, így a belőle készült komposzt a növények számára nem káros. A komposztált diófalevél azon felül, hogy nem okozott növekedési depressziót még a kontroll talaj eredményeit is felülmúlta.”

Részletes kísérleten alapuló vizsgálatot végzett RUSZKAI (2011), dió és vegyes gyümölcslozsból készült komposzt növényi csírázásra és növekedésre gyakorolt hatásáról. Javaslatára szerint, kilenc hónapos komposztálás után a diólevél kedvezőtlen hatását elveszti, és kedvezően hat a növények fejlődésére.

Vizsgálatunk célja annak meghatározása, hogy a diólevélből készült komposztnak kimutatható-e csírázást gátló hatása, valamint a komposztálás időtartama és a felhasznált komposzt dózisa hogyan hat a mustár (*Sinapis alba*) tesztnövény fejlődésére. Az eredmények remélhetően elősegítik a diólevél komposzt körüli bizonytalanságok tisztázását, hozzájárulnak a diólomb égetési mértékének a csökkentéséhez, a komposztálási kedvező növekedéséhez és ezzel a levegőszennyezés mérsékléséhez.

Anyag és módszer

A kísérlethez novemberben gyűjtöttük össze a diólombot, valamint a megfelelő összehasonlítás érdekében a vegyes gyümölcslozsból (alma, körte, cseresznye, meggy, őszi barack, kajszi-barack, mandula), amit darálás és tömörítés nélkül 1 m³-es hálós komposztálókba raktunk (1. ábra). A komposzt nem került lefedésre, nedvesedése csak a természetes csapadék útján történt, forgatására rendszeresen nem került sor, csak mintavételezéskor.

A vizsgálat novembertől következő év augusztusig tartott. Három alkalommal történt mintavétel, a frissen lehullott levélből a komposztáló novemberi feltöltésekor, majd négy hónapos komposztálás után márciusban és kilenc hónap után augusztusban. A kivett mintákat légszáraz állapotig szárítottuk, azután daráltuk és 3 mm-es rostán átszitáltuk, majd sötét, hűvös helyen tároltuk az augusztusi csíráztatásig.

A komposzt csírázásra gyakorolt hatásának vizsgálata 270 ml-es tenyészedényekben történt. A komposztot különböző térfogatszázalékban (10, 30, 50, 70, 90) összekevertük kétszer mosott 0–1 mm-es kvarchomokkal. Kontrollként tiszta kvarchomokot használtunk, mint tápanyagmentes közeg.

A komposztok érettsége biotesztekkel egyszerűen vizsgálható. A biotesztek során a komposzt növényekre gyakorolt hatását, a növényi növekedés gátlását vizsgáljuk, melyekhez leggyakrabban alkalmazott tesztnövények a zsázsa, mustár és tavaszi árpa

(ALEXA és DÉR 1997, ALEXA és DÉR 2001). Kísérletünkben a biotesztek közül a mustárt használtuk, melyből tenyészedenyenként 50 db-ot vetettünk el. A tenyészedenyeket a szabadban helyeztük el, négy ismétlésben és véletlen blokk elrendezésben. A komposzt nedvesítése természetes csapadék kizárásával, mesterségesen történt. A csíráztatás augusztus végén-október elején, két héten át történt. A csíráztatási idő végén meghatároztuk a kikelt növények számát (kelési%), a tenyészedenyekben kifejlődött zöld növényi tömeget (g) és a növényenkénti átlagos zöld tömeget (g/növény), valamint az utóbbi két tényező légszáraz állapotra vonatkoztatott értékeit is. Az eredményeket varianciaanalízissel értékeltük (SVÁB 1981).



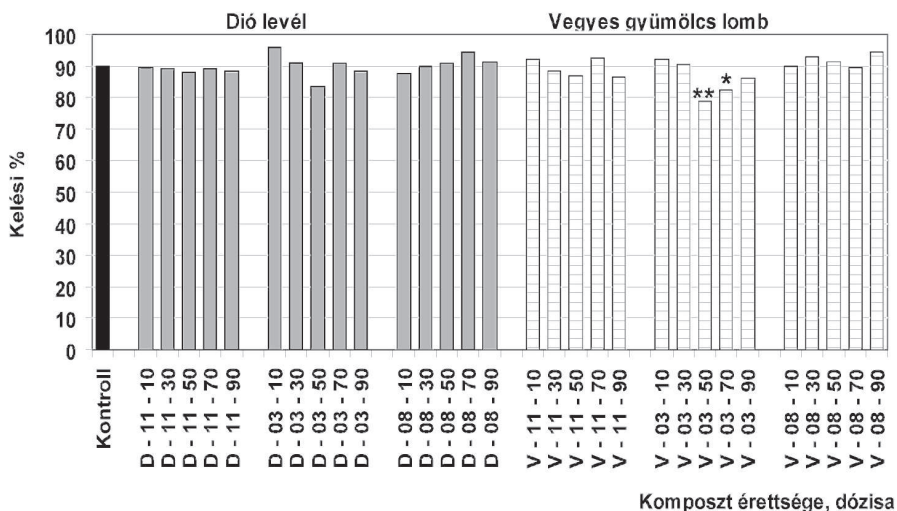
1. ábra Lombkomposztáló
Figure 1. Leafmould composter

Eredmények és megvitatásuk

A mustár kelési százaléka a kontroll kezelésben 90% volt, tisztán kvarchomok csíráztatási közegben. A diólevél és a vegyes gyümölcslomb különböző érettségű és eltérő dózisu komposztjaiban a kelés változatos képet mutatott, 79 és 96% közötti értékekkel (2. ábra). A különböző kezelések kelési százaléka a különbségek ellenére szignifikánsan nem tért el a kontroll eredményétől, kivéve két esetet.

A márciusi mintavételű vegyes gyümölcslomb 50 és 70%-os komposztdózisainál (V-03-50, V-03-70) a kikelt növények száma szignifikánsan alacsonyabb volt a kontrolléhoz képest. Amennyiben a többi kezeléshez is hasonlítjuk a különbségeket, akkor az 50%-os dózis a kísérlet összes kezeléseinek 87%-ához, míg a 70%-os dózis a 48%-ához képest eredményezett igazoltan alacsonyabb kelést.

Ugyancsak alacsony érték alakult ki a márciusi mintavételű dió lomb 50%-os komposztdózisánál (D-03-50), de a kontrolltól való eltérése statisztikailag nem igazolt, mivel a különbség csak kicsivel ugyan, de elmaradt az 5%-os szignifikáns differencia értékétől. Ugyanakkor az összes kezelés 40%-ához képest ennél a dózissal igazoltan kisebb kelési arány alakult ki.



2. ábra Különböző érettségű és dózisu lombkomposztok hatása mustár kelésére (%)

Figure 2. Effects on mustard germination (%) of different origin and leafmould dosage

(Magyarázat: D=dió, V=vegyes gyümölcs; 11=novemberi minta, 03=márciusi minta, 08=augusztusi minta; 10, 30, 50, 70 és 90=komposzt dózis térfogat %; Szignifikáns különbség a kontrollhoz képest: *P5%, SzD_{5%} 7,23; **P1%, SzD_{1%} 9,52)

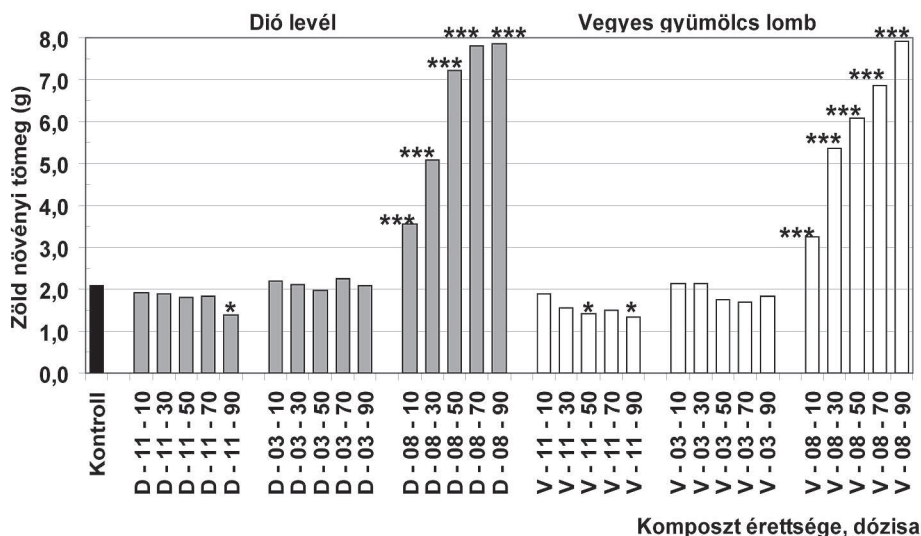
(Key: D = walnut, V = mixed-fruit; 11 = november sample, 03 = march sample, 08 = august sample; 10, 30, 50, 70 and 90 = compost dose concentrations % by volume; significant difference compared with control: *P5%, Standard deviation_{5%} 7,23; **P1%, Standard deviation_{1%} 9,52)

A mért értékek alapján, a kelési százalékot sem a lombkomposzt fajtája, sem érettsége, sem dózisa alapvetően nem befolyásolta. Ugyanakkor a kialakult néhány alacsonyabb kelési százalék, a nem kellően érett lombkomposzt (akár dió, akár vegyes gyümölcs) csírázást gátló hatására enged következtetni.

A kelési százalék önmagában nem elegendő a diókomposzt kedvező vagy kedvezőtlen hatásának a megítélésére, mivel a kikelt növények közé számított a sziklevelet vagy már lomblevelet fejlesztett növény ugyanúgy, mint a komposzt felszínén a szikalatti szár-rész „könyökével” éppen csak megjelenő. A növények fejlettségét a kelési százalék nem tükrözi, ezért meghatároztuk a kikelt növények teljes zöld-, illetve légszáraz tömegét. Mivel a két tömegvizsgálat hasonló eredményt adott, ezért csak a zöldtömegé kerül bemutatásra.

A kiindulási vegyes gyümölcslombból novemberben vett mintánál (V-11) a komposzt dózisének 10%-ról 90%-ra növelésével a keletkezett növényi zöld tömeg csökkenő tendenciát mutat (3. ábra). A kontrollhoz képest azonban csak az 50%-os (V-11-50) és a 90%-os (V-11-90) dózissnál mért értékek voltak szignifikánsan alacsonyabbak. A márciusi mintavételnél (V-03) is megfigyelhető, hogy a nagyobb dózisoknál (50, 70, 90%) kisebb növényi tömeg alakult ki, de az eltérések a kontrollhoz képest statisztikailag nem igazoltak. A novemberi (D-11) és márciusi (D-03) mintavételű dió komposzt dózisok közül, csak a novemberi minta 90%-os dóziséban (D-11-90) nevelkedett mustár tömege volt szignifikánsan alacsonyabb a kontroll eredményéhez képest.

A lombfajták előbbi két mintavételi időszakát külön-külön és önállóan vizsgálva megállapítható, hogy a különböző dózisoknál elért növényi tömegek között nem volt szignifikáns különbség, az egyes esetekben a dózis növekedése mellett jelentkező tömegcsökkenés ellenére sem.



3. ábra Különböző érettségű és dózisú lombkomposzt hatása mustár zöld növényi tömegére (g)

Figure 3. Effects on plant mass (g) of different origin and leafmould dosage

(Magyarázat: D=dió, V=vegyes gyümölcs; 11=novemberi minta, 03=márciusi minta, 08=augusztusi minta; 10, 30, 50, 70 és 90=composzt dózis térfogat %; Szignifikáns különbség a kontrollhoz képest: *P5%, SzD_{5%} 0,6293; ***P0,1%, SzD_{0,1%} 1,075)

(Key: D = walnut, V = mixed-fruit; 11 = november sample, 03 = march sample, 08 = august sample; 10, 30, 50, 70 and 90 = compost dose concentrations % by volume; significant difference compared with control: *P5%, Standard deviation_{5%} 0,6293; ***P0,1%, Standard deviation_{0,1%} 1,075)

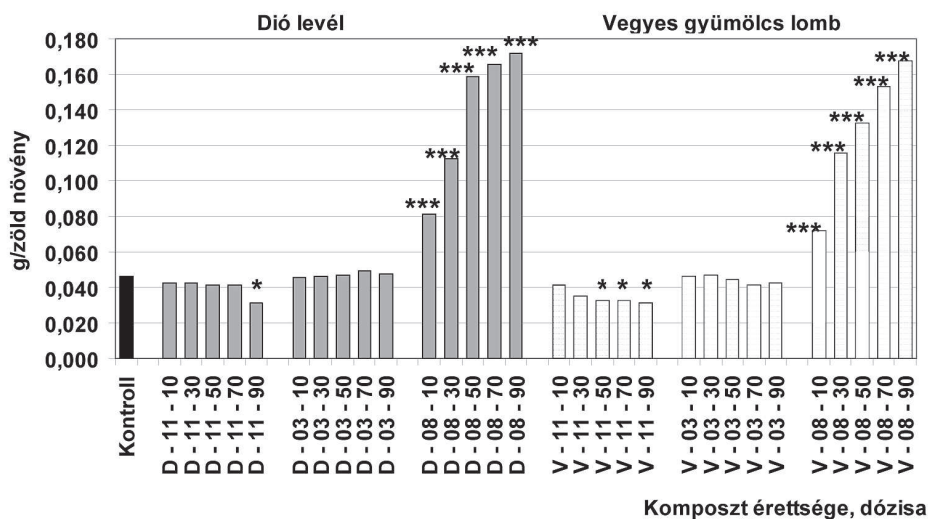
A kiindulási dió levél (D-11) és a kiindulási vegyes lomb (V-11) azonos dózisainak eredményét egymással összehasonlítva (pl. D-11-10 és V-11-10) megállapítható, hogy a grafikon által tükrözött különbségek nem tekinthetők statisztikailag igazoltnak. Ugyan ez állapítható meg a márciusi mintavételű dió levél (D-03) és vegyes lomb (V-03) azonos dózisainak páronkénti összevetésekor is.

Az augusztusi mintavételű dió (D-08) és vegyes gyümölcs lomb (V-08) komposztok mindegyik dózisánál a mustár szignifikánsan nagyobb zöld növényi tömeget fejlesztett mind a kontrollhoz, mind a többi kezeléshez képest. A dió komposztjánál (D-08) a dózis növekedésével a 70%-os dózisig a zöldtömeg szignifikánsan növekedett, de a 70 és 90%-os dózisok hatása között már nem jelentkezett különbség, míg a vegyes lomb komposztjánál (V-08) a dózis növekedésével végig szignifikánsan gyarapodott a zöld tömeg. Kilenc hónapi komposztálás után mindkét lombfajta komposztjánál a 10%-os dózis 1,6-1,7-szer nagyobb zöldtömeget eredményezett a kontrollhoz viszonyítva, míg a 90% dózisnál ez már 3,8-szoros volt. Az augusztusi mintavételű dió levél (D-08) és vegyes lomb (V-08) azonos dózisainak páronkénti összevetésekor a kapott eredmények között nem volt

szignifikáns különbség, kivéve, hogy a diólevél komposzt 50%-os (D-08-50) és 70 %-os dózisa (D-08-70) igazoltan jobb eredményt adott ugyanazon dózisú vegyes lombhoz képest.

A tenyészedényben kifejlődött összes zöld tömeg és a kelési eredmény hányadosával meghatároztuk a kifejlődött mustár egy növényének átlagos tömegét. Az eredmények az összes zöld tömeg változásához hasonlóan alakultak.

A vegyes lombkomposzt dózisének növekedésével a növények átlagos tömege csökkent a novemberi (V-11) és márciusi (V-03) mintáknál, de az utóbbi esetben a kontrollhoz viszonyított különbségek nem szignifikánsak. A novemberi mintánál a csökkenés ugyanakkor markánsabban jelentkezett, mint korábban, mivel az 50, 70 és 90%-os dózisok (V-11-50, V-11-70, V-11-90) mindegyikénél a mustár átlagos tömege igazoltan elmaradt a kontrollétól (4. ábra).



4. ábra Különböző lombkomposztban fejlődött mustár átlagos zöld tömege (g/növény)

Figure 4. Average plant weight gains (g/plant) from different leafmoulds

(Magyarázat: D=dió, V=vegyes gyümölcs; 11=novemberi minta, 03=márciusi minta, 08=augusztusi minta; 10, 30, 50, 70 és 90=komposzt dózis térfogat %; Szignifikáns különbség a kontrollhoz képest: *P5%, $SzD_{5\%}$ 0,01177; ***P0,1%, $SzD_{0,1\%}$ 0,02011)

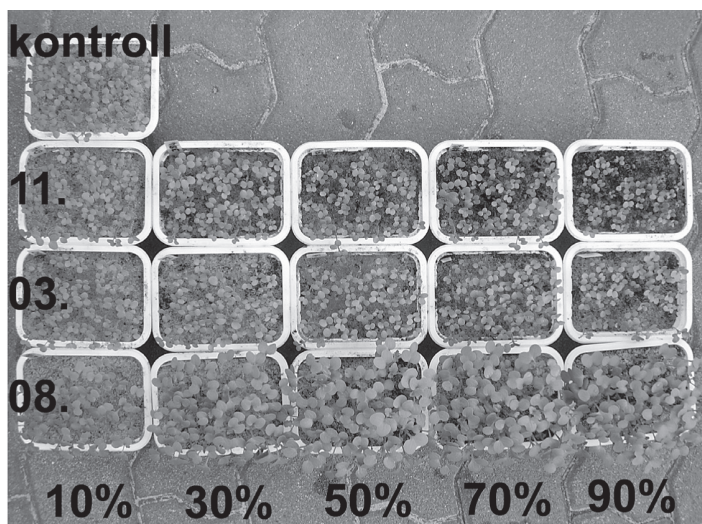
(Key: D = walnut, V = mixed-fruit; 11 = november sample, 03 = march sample, 08 = august sample; 10, 30, 50, 70 and 90 = compost dose concentrations % by volume; significant difference compared with control: *P5%, Standard deviation_{5%} 0,01177; ***P0,1%, Standard deviation_{0,1%} 0,02011)

A dió komposzt első két mintavételi időszakában, a kontrollhoz képest szignifikáns eltérés és egyben a legalacsonyabb átlagos növénytömeg, a novemberi mintavétel 90%-os dóziséknél (D-11-90) alakult ki.

Az augusztusi mintákban fejlődtek a legerőteljesebb növények mindkét lombfajtánál (D-08, V-08). Már a 10%-os dózis hatására is szignifikánsan magasabb átlagos növénytömeg alakult ki, mind a kontrollhoz (1,6–1,7-szeres), mind a többi korábbi kezeléshez képest. A kialakult különbség a dózis növekedésével tovább nőtt, és a 90%-os dóziséknél a kontrollhoz képest már 3,6–3,7-szeres volt.

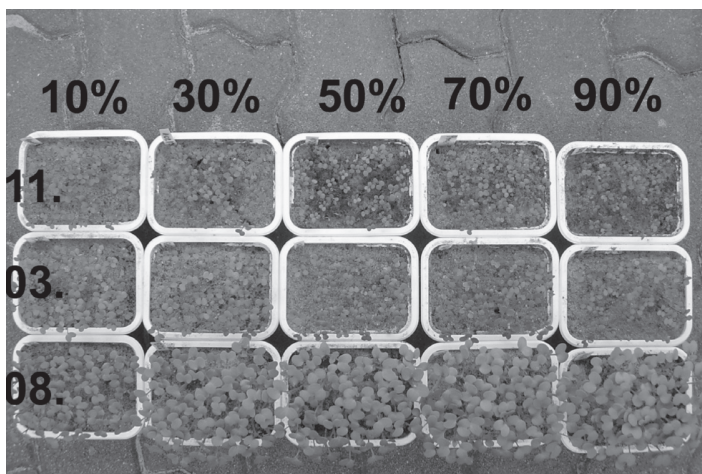
Kilenc hónapi komposztálás után a diólevél (D-08) és a vegyes lombkomposzt (V-08) azonos dózisainál elért eredményeket egymással összehasonlítva megállapítható, a két lombfajta hatása között alapvetően nincs statisztikailag igazolt különbség, eltekintve attól, hogy az 50 és 70%-os diókomposztnál (D-08-50, D-08-70) magasabb átlagos tömeg volt, ugyanazon dózisú vegyes lombhoz képest.

Az eredményeink összhangban vannak Ruszkai (2011) megállapításaival, a dió levelet (és más gyümölcsfa levelét is) nyugodtan komposztálhatjuk, mert kilenc hónapos komposztálás után a diólevél elveszíti a növényi fejlődésre gyakorolt kedvezőtlen hatását (5., 6. ábra).



5. ábra Diólevél komposzton fejlődött mustár, a csíráztatás 14. napján

Figure 5. Sprouted mustard development after 14 days on walnut leaf compost (leafmould)



6. ábra Vegyes gyümölcszlomb komposzton fejlődött mustár, a csíráztatás 14. napján

Figure 6. Sprouted mustard development after 14 days on mixed-fruit leaf compost (leafmould)

Irodalom

- ALEXA L., DÉR S. 1997: A komposztálás elméleti és gyakorlati alapjai. Bio Szaktanácsadó Bt.
 ALEXA L., DÉR S. 2001: A szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat. Profikomp könyvek.
 DÖMSÖDI J. 1989: Talajjavítás, komposztálás a házikertben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
 HTTP1: http://www.hoxa.hu/?p1=forum_tema&p2=23749
 KOCIS I. 2005: Komposztálás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest.
 KOVÁCS D. 2000: Diófalevélből jó komposztot. Biokultúra 11(6): 20-21.
 KRAFFT VON H. 2006: Kerti komposztálás. CSER Kiadó, Budapest.
 RUSZKAI GY. 2011: Komposztáljunk diólevelet. Biokultúra 22(5): 10-11.
 SCHMIDT G., TÓTH I. 2006: Kertészeti dendrológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
 SLUZBERGER R. 2006: Komposzt, föld, trágya. M-érték Kiadó Kft., Budapest.
 SVÁB J. 1981: Biometria módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

DIFFERENT SOURCES AND DOSES OF WALNUT LEAVES AND MIXED FRUIT LEAVES ON COMPOST QUALITY, TESTED THROUGH GERMINATION TESTS USING WHITE MUSTARD (*SINAPIS ALBA*) AS THE TEST PLANT SPECIES

I. TIRCZKA, M. HAYES

Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
 Institute of Environmental and Landscape Management,
 Department of Agro-Environmental Management

H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: tirczka.imre@kti.szie.hu, matthew.hayes@kti.szie.hu

Keywords: walnut leaves, composting, leafmould, leaf mold compost

Summary: The effects of compost derived from walnut leaves has for a long time been a theme of contention. In our trials we examined whether incorporating walnut leaves had an effect on composting rates and whether there were noticeable negative effects arising from the dosage of walnut leaves on compost quality, as demonstrated by effects on the development of white mustard (*Sinapis alba*) as a test plant. No significant effects were seen for differences (neither positive nor negative) between tested walnut leaf leafmould when compared with other mixed fruit tree leafmoulds in any of the combinations. Where negative effects from compost were seen, these were primarily seen as growth development effects and not effects on germination. The negative effects on plant growth from certain composts were observed mainly on those treatments where there were higher dosage of undecomposed leaf material. At the same time, no significant negative effects were observed from composted treatments as compared with the control after four months, and of the negative growth developments which were observed, these could rather be put down to nutrient deficiencies resulting from the quartz-sand growth medium. 9 months after composting, still neither the walnut nor the mixed fruit leafmoulds showed any negative effects on plant mass. Moreover, the treatment composts from the trial demonstrated between 1.6 to 3.8 times higher growth rates compared with the control. We can be confident in using leafmould prepared from walnut leaves, and see no negative effects from using walnut leaf derived composts of 9 months or more.

A BALATON-FELVIDÉKI PUSZTULÓ FEKETEFENYVESEK ÁTALAKULÁSA LOMBOS ERDŐVÉ

SZEKRÉNYES Tamás

Bakonyerdő Zrt. Balatonfüredi Erdészeti

H-8230 Balatonfüred, Táncsics u. 19, e-mail: szekrenyes.t@bakonyerdo.hu

Kulcsszavak: Balaton-felvidék, feketefenyő, cser, szajkó

Összefoglalás: A Balaton-felvidéken az elmúlt évtizedben a feketefenyő állományok pusztulásából kifolyólag felmerült az állományaik átalakítása. A feketefenyő-cser szerkezet-váltás vizsgálati módszerének meghatározását követően négy éven keresztül adat felvételezés történt Balatonakali község határ 9 erdőresztében. Az adatok feldolgozásának célja a létrejött fiatal erdők újulatának értékelése a hektáronkénti darabszámon és a csemeték magassági adatainak, valamint a növekedés dinamikájának vizsgálatán keresztül. A magassági és hektáronkénti darabszám adatok összevetése azt a következtetést eredményezte a szerző számára, hogy a nehéz természeti környezet ellenére a természetes felújulási folyamat által létrejött fiatal erdők magabiztosan megfelelnek a hatályban lévő törvényi előírásoknak. Rendkívül magas, az előírt egyedszámnál lényegesebb több csemete található, amely megfelelő arányban tartalmazza a célállomány típusnak megfelelő fő és mellék fajfajokat, valamint a magassági adatok és a növekedés dinamikája is megfelelő.

A szerző tapasztalatai és a nemzetközi szakirodalom alapján kijelenthető, hogy a természetes alatelepülésben a szajkó (*Garrulus glandarius*) játszik fontos szerepet. A feketefenyő-cser szerkezetváltással érintett régiókban a szajkó kiméletet érdemel, és nem szabad dúvadként kezelni, irtani.

Bevezetés

Magyarország erdővagyonra óriási változáson ment keresztül az elmúlt évszázadban. Talán nem áll messze az igazságtól, ha a trianoni békediktátum okozta a legnagyobb változást, csökkenést, mind területben, mind pedig erdőállományaink összetételét, minőségét tekintve. Erre világít rá Mayer Zoltán okleveles erdőmérnök 1936. évi május hó 19-i kari ülésen elfogadott doktori értekezésében, kinek bírálói nem mások, mint Roth Gyula és Dr. Fehér Dániel voltak. Mayer azt állította értekezésében, hogy Csonka-Magyarország erdőgazdaságát a trianoni békeparancs a régi célkitűzésekkel szemben teljesen új feladatok elé állította. A háború előtti erdőterületből a magyar fennhatóság alatt mindössze 1.175.202 hektár maradt, és ez a 84,1%-os veszteség, az ország faellátását a legsúlyosabb helyzetbe hozta. A Felvidék és Erdély elszakításával a békebeli 1.735.405 hektárt kitevő fenyveseknek 97%-a idegen uralom alá került (MAYER 1936). Mayer megállapításai egybecsengenek az Alföld-fásítás atyjának, Kiss Ferencnek a gondolataival, aki a fenyőnek jelentős szerepet szánt a Duna-Tisza közén, ebből is 70%-ot juttat a feketefenyőnek, a többit az erdeifenyőnek.

A történelem így tudja meghatározni egy szakma gazdálkodási körülményeit. A fentiekben leírtak generálták azt a kényszert, hogy hazánkban elkezdődött a fenyvesítés. A hegyekben lucfenyveseket hoztak létre elődeink, a bükkösökbe és tölgyesekbe vörösfenyő került elegyben. Nagymértékben elkezdődött a feketefenyvesek és erdeifenyvesek telepítése. Ekkor létesültek azok az állományok a Balaton-felvidéken is, amelyek szerkezet-váltása az elmúlt években kezdődhetett el.

Két jelentős fafaj, a cser (*Quercus Cerris*) és a feketefenyő (*Pinus Nigra*) jelentős részt képvisel Magyarország erdővagyonában. A két fafaj viszonya, erdőfelújítási, és er-

dőhasznosítási rendszereik, szerkezet-váltásuk fontos és tanulságos ismereteket hordoz magában, vizsgálatot igényel. Vizsgálni kell, hogy szerkezet-váltás nélkül mi történik erdeinkkel, hogyan újíthatók fel, valamint a szerkezet-váltást követően létrejött erdők milyen ökonómiai és ökológiai konzekvenciákat eredményeztek.

A cseres és feketefenyves állományok nagy területen fordulnak elő a Balaton-felvidéken, amelynek jelentős részét az állami szektorban a Bakonyerdő Zrt. Balatonfüredi Erdészete kezeli (ÁESz 2005). A térség erdei fontosak talaj-, víz- és természetvédelmi szempontból, jelentős a rekreációs igénybevétel, és természetesen nem lehet eltekinteni a rentábilis gazdálkodási elvárásoktól sem (SZEKRÉNYES 2008). Mindezekért is fontos, hogy optimalizáljuk erdőállományaink szerkezetét. Az optimális erdőállomány-szerkezet által megcélozható egy olyan erdőállapot létrehozása, amely a törvényi kötelezettségek mellett a társadalmi elvárásoknak történő megfelelést is szolgálhatja.

A feketefenyő egészségi állapotának gyengüléséből (MgSzH 2009.), valamint a romló megítéléséből kifolyólag elkerülhetlenné vált az állományaik szerkezet-váltása. Az ökonómiai és ökológiai jellegű hipotézisek is a természetes felújulás irányába terelték a folyamatokat. Az 1990-es aszályos éveket (7 szűk esztendő) követően a Balatonfüredi Erdészeti rendszeres, és számottevő egészségügyi termelésre kényszerült a feketefenyvesekben, illetve folyamatosan próbálta az egészségi állapotot szinten tartani. Ez nem volt szokványos akkoriban, hisz szakmánk gyakorta az egészségügyi tarvágást alkalmazta a pusztuló feketefenyvesek leváltására.

A fahasználati munkákat követő bejárások, ellenőrzések során az a váratlan és örvendetes kép fogadta az erdőgazdálkodót, hogy a fényhez jutás miatt a feketefenyvesek alátelepülnek lombos fajokkal. Megjelennek különböző fafajú magoncok, illetve a fény hatására gyökfőről is sűrűsödik az újulati szint, amely magoncok feltehetően évtizedek alatt kerültek az idős állomány alá.

Hamar az a felismerés született, hogy a természetes alátelepülés folyamatát meg kell ismerni, illetve meg kell vizsgálni, hogy akár üzemszerűen, illetve hosszútávon alkalmazható-e a feketefenyvesek szerkezet-váltására. Nagy lendületet adott a módszer alkalmazásának, hogy az erdőfelügyelet, az erdőtervezés és a természetvédelem is támogatta a kivitelezést. Gyorsan kiderült, hogy a feketefenyvesek alátelepülése optimális állomány-szerkezet esetén a Balaton-felvidék teljes területén fellelhető.

A szerkezet-váltás vizsgálata mellett feltétlenül meg kell ismerni az alátelepülésben nagy szerepet játszó szajkóval kapcsolatos német nyelvterület tárgyra vonatkozó szakirodalmát, mert a hosszabb távra visszanyúló tapasztalatok segítségre lehetnek a következtetések megfogalmazásában.

Anyag és módszer

Az alkalmazott újulat felvételi munka alapjául, az Állami Erdészeti Szolgálat által 2003-ban kidolgozott „Az Erdővédelmi Mérő- és Megfigyelő Rendszer” keretében a vadállomány által okozott élőhely változás felmérése című útmutató szolgált (ÁESz 2003). Az útmutatóban szereplő felvételi módot átalakítva, de hasonló elveket és mérést szem előtt tartva készültek a terepi felvételek. Körös mintaterületes eljárási mód került használatra, ellentétben az útmutatóban szereplő eljárással, mert így jelentősen pontosabb, egyszerűbb volt a mintaterületek kijelölése, majd biztosítása. A körös mintaterületes eljárás alkalma-

zása esetén elég a mintaterület középpontját állandósítani, így az évenkénti visszatérésnél elegendő azt az egy pontot beazonosítani. A 47 mintaterület Balatonakali községhatárban található 9 erdőrészletben.

Balatonakali 6A	8,43 ha	12 mintaterület
Balatonakali 6B	10,48 ha	10 mintaterület
Balatonakali 7C	1,34 ha	2 mintaterület
Balatonakali 7D	1,20 ha	2 mintaterület
Balatonakali 7E	2,81 ha	4 mintaterület
Balatonakali 12D	1,70 ha	3 mintaterület
Balatonakali 13A	1,64 ha	3 mintaterület
Balatonakali 13D	6,30 ha	8 mintaterület
Balatonakali 13E	2,33 ha	3 mintaterület

2006, 2007, 2008. és 2009. július hónapokban történt a mintaterületeken az újulat felvétele egy fémcövek (tüske) és egy 282 cm hosszú, erős szövésű, nem nyúlékony zsineg segítségével. A mintaterületek 25 m² nagyságban kerültek meghatározásra, ez 0,25%-os lefedettséget jelent. A mintaterületek helyének kijelölése a Digiterra Map program segítségével, a digitális üzemtervi térkép alapján, az egyenletes lefedettségi irányelv szerint (elhelyezésük egy rácsháló pontjainak felelnek meg), megadva a pontok helyeinek GPS koordinátáit. Ezek alapján a pontokat felkeresve állandósítottuk a mintaterületek középpontjait facövek segítségével, amelyen feljegyeztük a mintaterület számát az erdőrészleten belül, és a mintaterület törzskönyvi számát is. Jelölő festékkel megjelöltük a cöveket és a környéken egy jól látható helyet (legtöbb esetben ez egy idősebb faegyed volt), a mintaterület egyszerűbb megtalálása érdekében, valamint azt a helyet, ahonnan a fényképeket készítettük a mintaterületről minden évben. Erre azért volt szükség, hogy a képek összehasonlíthatók legyenek.

Miután a tüske és a rajta lévő zsineg a helyére került, fajonként darabra megszámoltuk a mintakörben található csemete egyedeket, és megmértük a magasságukat. A csemete akkor számít bele a mintaterületbe, ha abban gyökerezik. A csemete hosszakat a talajszinttől a csúshajtásig mértük, és cm-es pontossággal jegyeztük fel. Gyökérsarjak esetén minden tövet külön megmértük, tuskósarjaknál sarjcsokronként csak a legmagasabb sarjat. A visszavágott vagy megrágott csemete esetén, a magasság mérése a csonkig, vagy az azt túlnövő oldalhajtásig tart. A sarj eredetű újulatot és azt a csemetét, amit valamilyen korokozó megtámadott vagy károsítás ért, azt a felvételi jegyzőkönyvbe feljegyeztük. Minden adatot természetesen a felvételi jegyzőkönyvbe mintaterületenként fel is jegyeztük (WÁGNER et al. 2010).

A mért adatok a terepen egy előre elkészített felvételi jegyzőkönyvben kerültek rögzítésre. Ezt követően a MS Office Excel táblázatkezelő programban elkészített alapadat-táblázatnak megfelelően számítógépes formátumba kerültek. Az adatok ebben a formátumban alkalmasak arra, hogy táblázatos és grafikonos formában megjeleníthető legyen a hektáronkénti darabszám, annak változása az évek folyamán, valamint a magassági adatok abszolút értéke és a növekedés folyamata. Ezáltal az adatok összevethetővé válnak a törvényi elvárásokkal.

Eredmények és megvitatásuk

Az adatok kiértékelése által lehet eljutni a hipotézis megerősítéséhez. Az értékelések alátámasztását megsegíti, ha egy összefoglaló táblázatban láthatjuk a vizsgált erdőrészekben történt fakitermelési és erdőművelési munkák történetét, a 1995-2010. közötti időszakban.

1. táblázat A fakitermelések és erdőművelési beavatkozások összefoglaló táblázata

Table 1. Summary table of the forestry operations

	6.A.	6.B.	7.C.	7.D.	7.E.	12.D.	13.A.	13.D.	13.E.
1995.								NFGY	NFGY
1996.									
1997.								FVB	EÜ
1998.			EÜ	EÜ					
1999.	EÜ			EÜ			FVB	FVB	
2000.		EÜ			NFGY		FVB		
2001.						FVV	FVB		
2002.				FVV				FVV	FVV
2003.		EÜ							
2004.	EÜ	EÜ	FVV			Bef.	Bef.		
2005.		EÜ		Bef.					Bef.
2006.	FVB							Bef.	
2007.	FVB				FVB				
2008.	FVB								
2009.			Bef.						
2010.		EÜ			FVB				

A táblázat áttekintését követően fontos elmondani, hogy az erdőművelési beavatkozások nem kimaradtak a táblázat készítésekor, hanem nem voltak szükségesek, így nem kerültek elvégzésre mesterséges csemete kiegészítések, illetve folyamatos ápolások, csak a műszaki átvételt követően a befejezés tényét kellett rögzíteni.

Az újulati darabszámok értékelése

Az adatfeldolgozás során először elkészítettem mintaterületenként a fafajok összes darabszámának kimutatását, majd ezen adatok segítségével megkaptam a hektáronkénti darabszámot. Ezt követően átlagoltam az adatokat erdőrészenként minden vizsgálati évben.

2. táblázat Újulatok darabszáma erdőrészenkénti átlagolásban, 2006. év
 Table 2. Number of stems per hectare of the regeneration, average in a stand, 2006.

Erdő- részlet	Fafaj (db/ha)							
	MOT	CS	VK	MJ	MSZ	KT	GY	Össz.:
13 E	1 867	8 770	9 244	16 237	4 193	267		40 578
13 D	14 629	7 714	3 600	6 171	914	171	57	33 257
6 B	13 702	9 578	7 031	11 373		604	222	42 511
6 A	7 040	17 600	8 880	720	800			35 040
13 A	19 400	8 400	1 200	400				29 400
12 D	12 400	8 400	3 600	3 600			400	28 400
7 C	10 689	6 844	4 067	1 667				23 267
7 D	9 400	5 800	400	1 400				17 000
7 E	8 000	8 933	24 000	5 200		1 067		47 200

3. táblázat Újulatok darabszáma erdőrészenkénti átlagolásban, 2007. év
 Table 3. Number of stems per hectare of the regeneration, average in a stand, 2007

Erdő- részlet	Fafaj (db/ha)							
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF	Össz.:
13 E	11 333	12 267	10 667	2 800	3 000	800		40 867
13 D	15 100	11 371	6 900	10 267	4 200	1 040		48 878
6 B	30 440	16 320	5 160	5 467	6 000	514	400	64 301
6 A	13 855	10 509	8 291	10 550	4 933	400	600	49 138
13 A	10 800	18 133	3 867	1 600	6 800	400	1 600	43 200
12 D	18 800	3 333	5 600	2 533			667	30 933
7 C	10 600	9 000	11 200	1 600				32 400
7 D	19 200	5 800	13 200	4 200		400		42 800
7 E	8 000	11 200	9 700	6 300		1 200	1 200	37 600

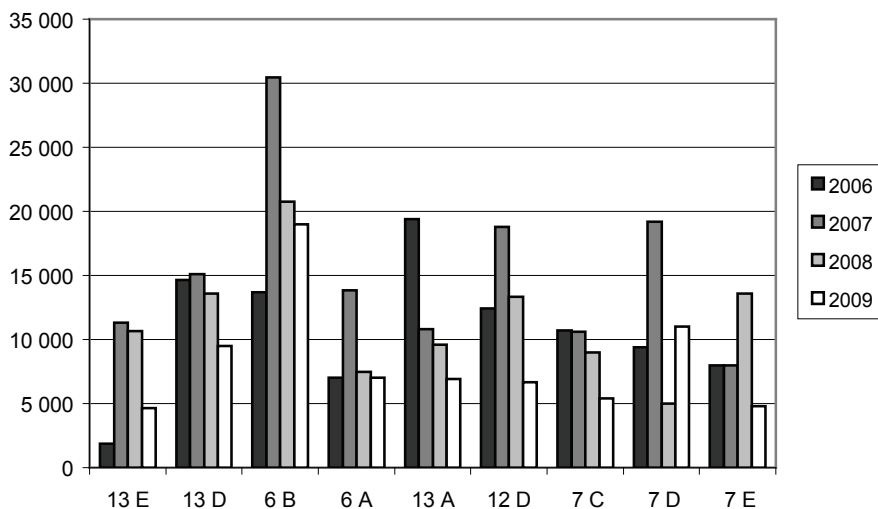
4. táblázat Újulatok darabszáma erdőrészenkénti átlagolásban, 2008. év
 Table 4. Number of stems per hectare of the regeneration, average in a stand, 2008

Erdő- részlet	Fafaj (db/ha)							
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF	Össz.:
13 E	10 667	9 467	9 200	3 867	2 400	600		36 200
13 D	13 600	11 771	6 650	9 067	5 000	400		46 488
6 B	20 760	13 360	4 360	4 840	4 800	400	400	48 920
6 A	7 491	9 491	5 345	7 771	6 400	400	1 600	38 499
13 A	9 600	20 000	6 533	1 467	4 000	400	1 200	43 200
12 D	13 333	1 600	6 400	1 733		400	800	24 267
7 C	9 000	14 800	8 400	1 800			800	34 800
7 D	5 000	7 800	9 000	5 000		400		27 200
7 E	13 600	10 600	7 400	5 800		800		38 200

5. táblázat Újulatok darabszáma erdőrésztelenkénti átlagolásban, 2009. év
Table 5. Number of stems per hectare of the regeneration, average in a stand, 2009

Erdő- résztel	Fafaj (db/ha)							Össz.:
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF	
13 E	4 667	6 400	4 267	2 667	1 467	0		19 467
13 D	9 500	9 900	4 550	6 200	1 250	0		31 400
6 B	19 000	13 880	4 240	4 720	2 400	80	40	44 360
6 A	7 000	8 833	5 133	5 000	900	133	67	27 067
13 A	6 933	14 933	3 067	1 467	1 867	133	933	29 333
12 D	6 667	3 733	5 467	2 000		0	533	18 400
7 C	5 400	8 600	10 400	600			0	25 000
7 D	11 000	6 000	11 600	4 600		200		33 400
7 E	4 800	11 200	4 800	8 800		300		29 900

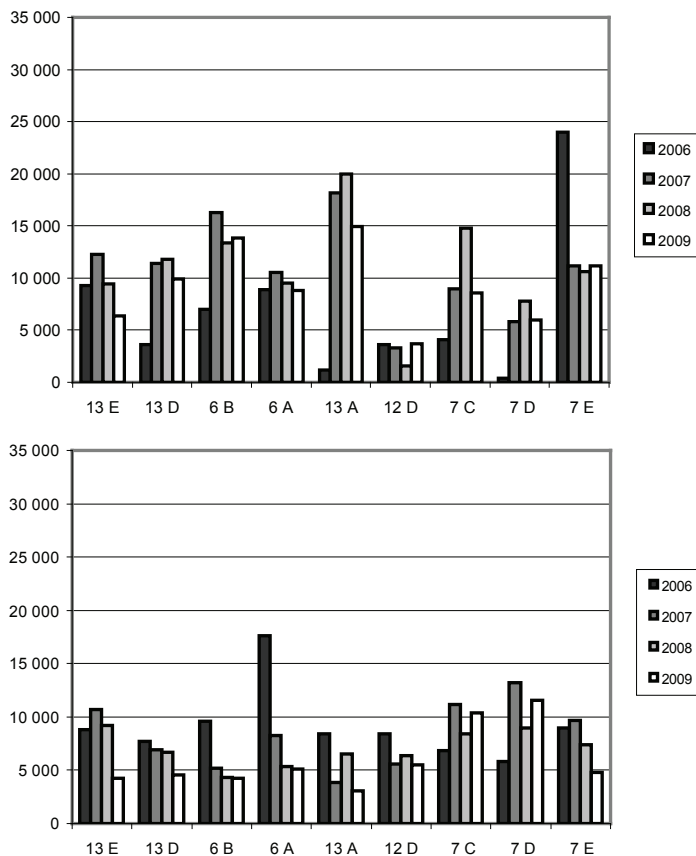
Ha egy adott fafajra nézzük a darabszám változást, elsőként a legnagyobb egyedszámú molyhos tölgyre, akkor az jól mutatja, hogy a 2006-os évet követően az egyes erdőrésztelenekben jelentősen megugrott az újulatok darabszáma, majd az ezt követő 2008-as évben a legtöbb helyen ez a szám csökkent.



1. ábra Molyhos tölgy újulatok darabszámának évenkénti változása erdőrésztelenkénti átlagban
Figure 1. Annual change of the number of stems per hectare in downy oak regenerations in stand average.

Más fajokot vizsgálva szintén megállapítható a darabszám változásnál, hogy a virágos kőris a molyhos tölgyhöz hasonló tendenciát mutat, míg a cser esetében a darabszám változása évenként és mintaterületenként is igen változatos. Ennek magyarázata a szocializálódásra vezethető vissza. Jó példa erre a Balatonakali 7.C. és 7.D. erdőrésztelenek, ahol nőtt a cser darabszáma. A korábbi végvágású erdőrésztelenekben az idősebb kor miatt értelemszerűen csökken a darabszám a növekvő növtér-igény miatt, a majdani végvá-

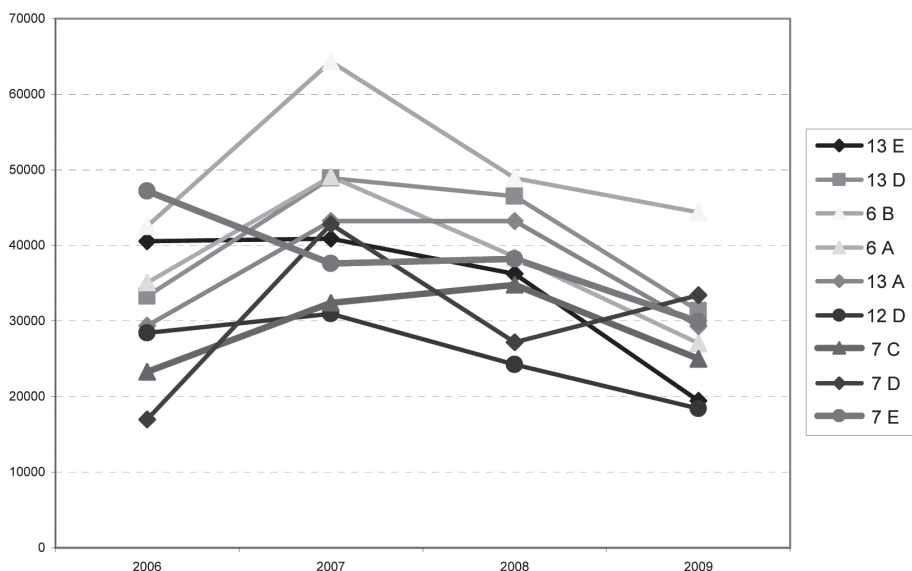
gású állományok alatt pedig csökken a fényhiány miatti gyökfőre történő visszaszáradás miatt a darabszám. Ezek a visszaszáradt csemeték a tapasztalatok szerint a végvágást követően a fény és egy jó csapadékos időszakot követően kisarjadnak és növekedésnek indulnak.



2. ábra Virágoskőris és cser újlátok darabszámának évenkénti változása erdőrésztlenkénti átlagban
 Figure 2. Annual change of the number of stems per hectare in manna ash and turkey oak regenerations in stand average.

Ha erdőrésztlen szinten vizsgáljuk az újlátok darabszám változását az egymást követő években, megállapítható, hogy 2006-ban a 7D erdőrésztlenben számoltuk a legkevesebb egyedet, 2007-re a számuk megduplázódott, ám 2008-re erős visszaesést mutatott, ugyan ez a folyamat figyelhető meg a 6B és 6A erdőrésztlenben is. A 7C, 13 D és 13A erdőrésztlenekben folyamatos darabszám növekedés figyelhető meg, ami a 2006–2007-es évben intenzívebb majd azt követően egy kicsit visszaesik. Jelentős eltérést mutat a többi erdőrésztlenhez képest a 7E, mert itt az egymást követő felvételi években darabszám csökkenés figyelhető meg.

A különböző tendenciájú csökkenéseknek eltérő okai is lehetnek. Ezek közül jelentős lehet a vadkár, de fontos befolyásoló tényező volt a 2007-es év során, július végén – augusztusban bekövetkezett aszályos időszak.



3. ábra Újulatok darabszámának változása erdőrészenként az egymást követő években
 Figure 3. Change of the number of seedling in different forest stands in consecutive years

A 153/2009. (XI. 13.) FVM rendelet az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény végrehajtásáról 4. számú mellékletében rendelkezik az erdősítések fő- és elegyfajfajainak jelenlétére vonatkozó elvárásokról és lehetőségekről célállomány-típus csoportonként. Az alábbiakban a Balatonaliban jellemző két célállomány-típus elvárt darabszámát ismertetem természetes felújítás esetén.

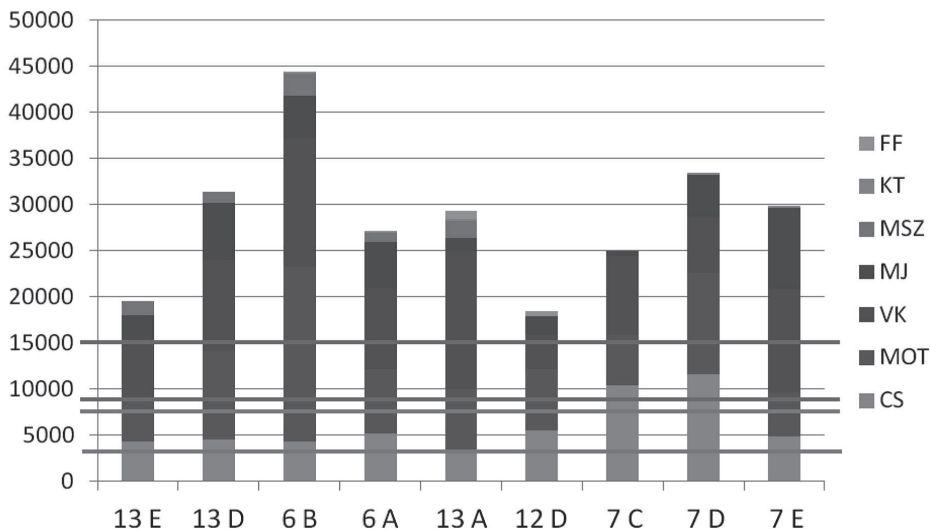
Célállomány-típus	Főfafaj	Az újulat 100%-os záródását biztosító főfafajú egyedek hektáronkénti átlagos tőszáma állomány alatt	A főfafajú ¹ egyedek minimálisan elvárt hektáronkénti átlagos tőszáma végvágás után
Cserések	CS	15000 (20000)	8000 (15000)
Molyhos tölgyesek	MOT	7500 (15000)	3000 (6000)

A zárójelben szerepeltetett érték az erdősítés főfafajú és a főfafajként értékelhető elegyfajfajú (153/2009. 5. számú melléklet) faegyedeire együttesen elvárt tőszámot mutatják úgy, hogy azon belül a főfafajú faegyedeknek legalább a zárójel nélkül szerepeltetett mennyiségben jelen kell lenniük a vizsgált területen. A két érték különbsége ennek megfelelően azt jelzi, hogy az adott elegyfajfajú faegyedek (153/2009. 5. számú melléklet) az erdősítés főfafajú faegyedei jelenlétének értékelése során milyen mértékeig vehetők számításba. Az elegyfajok a rendelet alapján a következők lehetnek:

- Cseres: KST, KTT, MOT, GY, KJ, MK, CSNY, BABE, BE, KT, KH, EH
- Molyhos tölgyes-cseres: MOT*, KTT, MJ, MSZ, MK, VK, BABE, BE, KT, EH

Ha a vizsgált erdőrészekben megtalálható fajok hektáronkénti darabszámát oszlop diagramban megjelenítjük az utolsó vizsgálati évben, és ráhelyezzük az elvárt darabszámokat molyhos tölgyes-cseres és cseres célállomány-típus esetében, könnyen megállapítható, hogy a bármely felújítási stádiumban lévő erdőrészlet csemeteszáma lényegesen magasabb az elvártnál.

db/ha



4. ábra Az újulatok darabszáma a vizsgált erdőrészekben 2009-ben
 Figure 4. Number of stems of the regeneration by stands in 2009

A fatermesztés szempontjából gazdaságtalannak minősített, V-VI. fatermési osztályba sorolt, talajvédelmi, mezővédő vagy bányászati rendeltetésű erdő, valamint a felnyíló erdő esetében az erdősítések sikeresnek és befejezhetőnek minősíthetők, ha azok a táblázatban megadott tőszám elvárásoknak átlagosan 50%-ban megfelelnek. Ez a már ismertett végrehajtási rendeletből vett kitétel tovább erősíti a kapott eredmények értékét, hiszen a vizsgált erdőrészeket gazdaságtalannak minősítették.

A magassági adatok értékelése

Az eddigiekhez hasonlóan a magassági adatok kimutatásához is táblázatokat készítettem. A táblázatok adataiból származó összefüggéseket a könnyebb elemzés érdekében grafikus formában is ábrázoltam.

6. táblázat Újulatok átlagmagassága (cm-ben) erdőrészletenként, 2006. év
 Table 6. Mean height of the regeneration in cm by stands in 2006.

Erdő- részlet	Fafaj						
	MOT	CS	VK	MJ	MSZ	KT	GY
13 E	27	108	67	44	78	73	
13 D	47	112	106	51	44	98	43
6 B	19	46	59	33		51	44
6 A	25	33	48	34	69		
13 A	72	83	31	18			
12 D	58	72	76	79			75
7 C	39	33	33	28			
7 D	37	43	39	43			
7 E	50	17	36	26		21	

7. táblázat Újulatok átlagmagassága (cm-ben) erdőrészletenként, 2007. év
 Table 7. Mean height of the regeneration in cm by stands in 2007.

Erdő- részlet	Fafaj						
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF
13 E	30	97	110	46	127	81	
13 D	33	86	76	71	56	78	
6 B	25	76	37	43	69	60	26
6 A	34	88	71	57	76	117	9
13 A	149	132	154	111	75	150	84
12 D	71	150	256	89			43
7 C	35	71	70	44			
7 D	44	185	99	86		74	
7 E	20	76	48	37		34	13

8. táblázat Újulatok átlagmagassága (cm-ben) erdőrészletenként, 2008. év
 Table 8. Mean height of the regeneration in cm by stands in 2008.

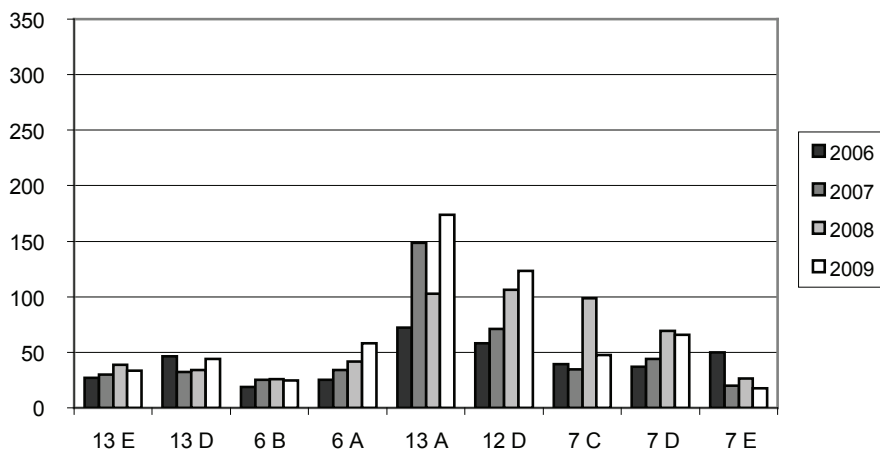
Erdő- részlet	Fafaj						
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF
13 E	39	103	130	68	147	78	
13 D	34	114	69	76	94	75	
6 B	26	84	51	44	69	51	53
6 A	42	99	74	73	79	158	18
13 A	103	111	139	90	90	133	78
12 D	106	260	238	103		170	93
7 C	99	96	168	59			79
7 D	69	149	109	89		50	
7 E	27	136	78	46		52	

9. táblázat Újulatok átlagmagassága (cm-ben) erdőrészenként, 2009. év
 Table 9. Mean height of the regeneration in cm by stands in 2009.

Erdő- részlet	Fafaj						
	MOT	VK	CS	MJ	MSZ	KT	FF
13 E	33	167	222	58	57		
13 D	44	110	94	79	98		
6 B	25	89	46	40	69	45	42
6 A	58	93	92	73	92	110	14
13 A	174	160	225	117	80	140	153
12 D	123	137	317	91	14		58
7 C	48	95	106	45			79
7 D	66	259	137	91		50	
7 E	18	101	68	44		65	20

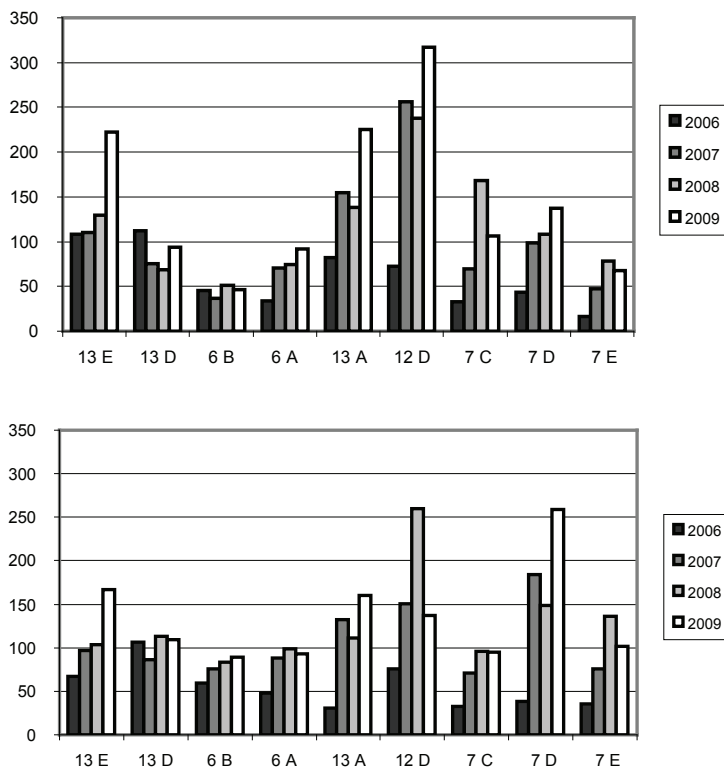
Ha a magassági növekedés szempontjából vizsgáljuk a mintaterületeket, jól nyomon követhetők a változások. Egységesen elmondható, hogy a mintaterületen talált egyedek közepes intenzitású növekedést mutatnak.

Ha a növekedési folyamatot fafajonként vizsgáljuk, jól látható a molyhos tölgy esetében, hogy néhány erdőrészlet kivételével (13D, 13A, 7E) megfigyelhető a magassági növekedés az egymást követő években.



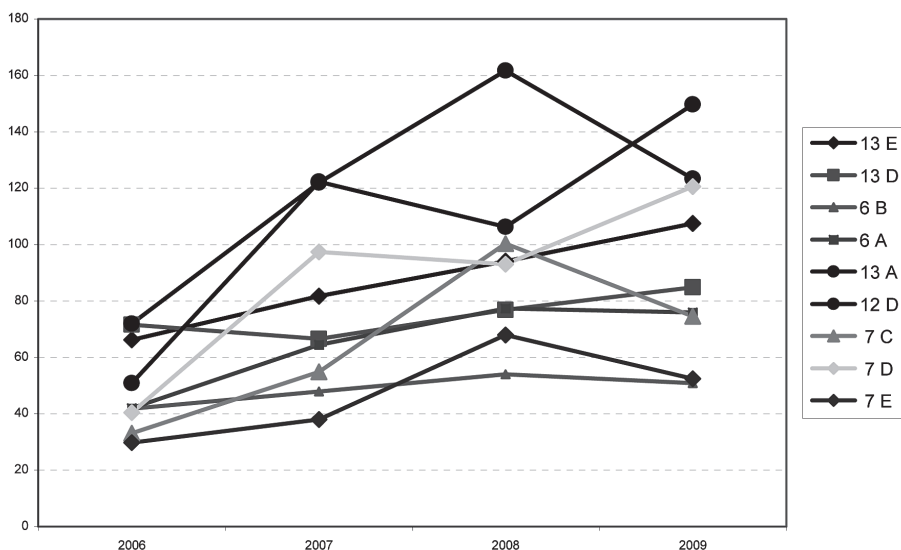
5. ábra Molyhostölgy újulatok magasságának évenkénti változása erdőrészekben
 Figure 5. Annual change of the height in downy oak regenerations in stand average.

A cser és a virágos kőris növekedés dinamikája is hasonló. Egyes erdőrészek esetében kiugró a növekedés, más erdőrészeknél azonban csökkenés figyelhető meg.



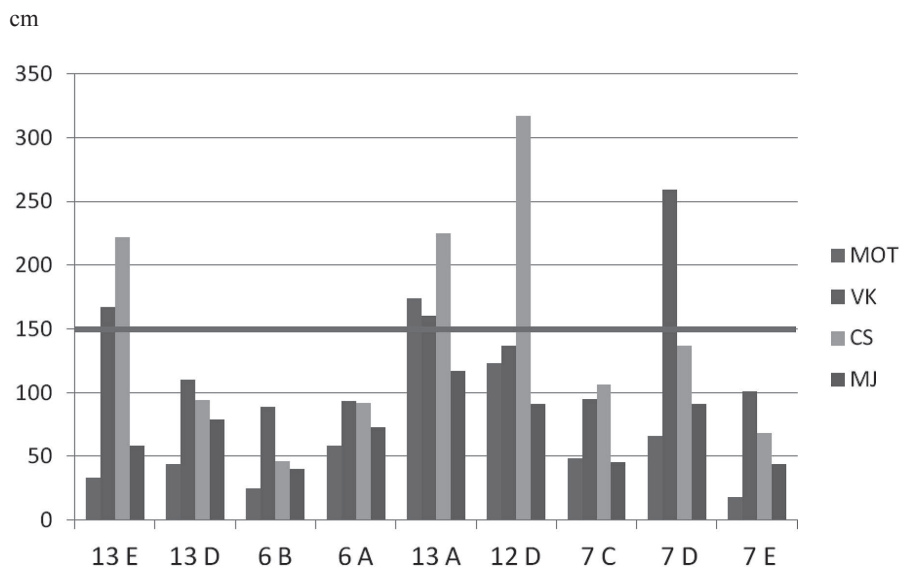
6. ábra Cser és virágos kőris újulatok magasságának évenkénti változása erdőrészletekben
 Figure 6. Annual change of the number of stems per hectare in manna ash and turkey oak regenerations in stand average.

Erdőrészlet szinten vizsgálva a magasságnövekedés menetét látható, hogy a 7E, 7C, 6A, 6B, 13E, 12D erdőrészletekben egyenletes volt a növekedés, helyenként intenzívebb dinamikával. A 13D erdőrészletben 2006-os évet követően a magassági növekedés csökkent, viszont 2008-ra megint nőtt. A 13A erdőrészletben pedig egy nagyon intenzív növekedést követően a 2008 évre egy jelentős magasság visszaesés tapasztalható. Hasonló a helyzet a 7D erdőrészlet esetén is.



7. ábra Újulatok magasságának változása erdőrésztelenként az egymást követő években
 Figure 7. Change of the average height in different forest stands in consecutive years

Ha a vizsgált erdőrésztelenek legjelentősebb négy fő és mellék fafajainak átlagmagasságát az utolsó vizsgálati évben, diagramban megjelenítjük, értékes következtetésekre juthatunk.



8. ábra Újulatok magassága erdőrésztelenként 2009-ben
 Figure 8. Height of regeneration by forest stands.

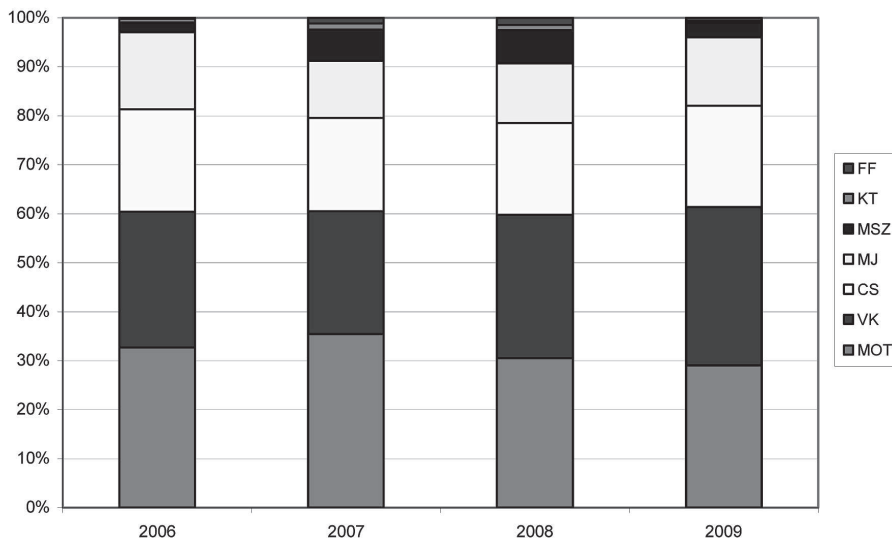
Megállapítható, hogy a kor előre haladásával a cser meghatározó magassági fölénybe kerül. A faállomány-típusra jellemző növekedési dinamika, valamint szocializációs versengés vissza tükröződik a diagramról. Ha 2009. évi XXXVII.tv. 153/2009.(XI.13.) FVM rendeletben megfogalmazott 1,5 m-es elvárt minimális befejezési magasságot vesszük alapul, akkor néhány már befejezett vizsgált erdőrészletben (Balatonakali 7.C., 7.D., 13.D.) némi elmaradás állapítható meg. A végrehajtási rendelet szerint azonban az V. és VI. fatermési osztályokban az egyéb feltételek megléte esetén nem kell figyelembe venni az elvárt magasságot. Az egyéb feltételek megléte a darab szám elemzésénél bizonyításra került.

A legnagyobb elmaradás a Balatonakali 13.D. erdőrészletben mutatkozik. Ennek okát keresve –hiszen az erdőrészlet képe egy zárt, differenciálódott állapotot mutat- az erdőrészletben a nyolc mintaterület felvételi lapjait megvizsgáltam, és mintaterületenként a legmagasabb 5 cser egyed magasságát átlagoltam. Az így kapott felső magassági átlagérték 159 cm. Beigazolódott az a feltételezésem, hogy az alacsonyabb átlag magassági szám a leendő főállományt várhatóan nem képező, nagy számú, alacsonyabb egyedek átlagot rontó jelenlétéből adódik. Szerepük természetesen nagyon fontos a kiszáradásra hajlamos talajok fedésében, a mielőbbi záródás elérésében, valamint a szocializációban.

Ha azt a két grafikont összevetjük, amelyeken erdőrészletenként ábrázoljuk a darabszám változásokat és a magasság növekedést, megállapítható, hogy a 12 D erdőrészletben a csökkenő darabszám mellett a legintenzívebb volt a magasság növekedés, (itt volt a magasság szórása a legalacsonyabb). A 13 A erdőrészletben 2006–2007 között jelentős a növekedés, ami 2008-ra visszaesett, az újulatok darabszáma stagnál. A 6 B erdőrészletben a legalacsonyabbak az egyedek száma és a növekedés dinamikája sem túl intenzív, 44cm-ről átlag 55 cm-re nőtt. Az is elmondható, hogy ezek a legfiatalabb területek, hiszen itt voltak utoljára fakitermelések és van olyan mintaterület, amely még állomány alatt található. A teljes végvágást követően várható a többi erdőrészlethez hasonló dinamikájú növekedés. A 7C erdőrészletben a darabszám növekedést mutat, a magasságok szintén nőttek, a második és harmadik vizsgálati év között jelentősebb volt a méret változás, mint az előző évben. Ez az erdőrészlet van a legerősebb fejlődésű stádiumban. A 7D erdőrészlet újulatának törzsszámban jelentős csökkenés figyelhető meg, amely a magas darabszámból adódó mortalitásból származtatható. Emellett nem csak a darabszámban, hanem a növekedés menetében is csökkenést tapasztaltam, mert ez a terület a vad által a legjelentősebben károsított, ez adhat magyarázatot az újulat állapotára. A 7E erdőrészletben szintén a törzsszám csökkenése a jellemző és itt a legalacsonyabbak az átlag magasságok fafajonként, amely szintén az állomány alatti állapotnak köszönhető.

Nagyon fontos, hogy a grafikonok és táblázatok értékelése mögé odategyük, virtuálisan odaképzéljük az adott erdőrészletet. Ennek oka elsősorban az, hogy a különböző erdőrészletek más és más stádiumban vannak. Ez azért fontos, mert állomány alatt a fény biztosításával a darabszám növekedése figyelhető meg. A feketefenyő végvágását követően először természetesen a darabszám és a növekedési ütem dinamikus fejlődése figyelhető meg, azt követően értelemszerűen elindul az egyedek közötti szocializáció. A szocializáció ebben a korban a különböző fajok eltérő növekedését, és a darabszám csökkenését vonja magával. A darabszám változása természetesen az elegyarány változását is jelenti, az optimális erdőszerkezethez vezető utat. A végvágást követő 3-4 évben a szerkezet-váltás következtében létrejött erdők olyan képet mutatnak, mint egy klasszikus jó cseres természetes felújítás. Talán egy-egy vágástakarításból származó ágkupac árulkozik az előző erdőállományról.

Ha a darabszám fafajonkénti arányát vizsgáljuk, jól látható az alábbi grafikonról, hogy a különböző fajok milyen százalékos arányban vesznek részt az erdő természetes felújulásában, az egymást követő vizsgálati években.



9. ábra A darabszám fafajonkénti megoszlása százalékos arányban
Figure 9. Distribution of number of stems among species in percentage

A fafajonkénti darabszám-arányok egy kedvező képet sugallnak a szakember számára. A cser főfafaj szerepe biztosítottnak látszik, hiszen ismerve a jelenleg még akár konkurenciának is nevezhető elegyfajok, mint a molyhos tölgy és a virágos kőris jövőbeni szociológiai helyzetét, segíteni fogják a cser növekedését. Az utolsó adatfelvétel óta eltelt két év egyértelműen ezt támasztja alá. A vizsgált erdőrészteket vizuálisan szemlélve 2012-ben megállapítható, hogy folyamatos, dinamikus és látványos fejlődést mutatnak, és egyre inkább egy „jó cseres” képét lehet rögzíteni. Erdővédelmi problémáknak nyoma sincs.

Az elegyetlen feketefenyves állományok természetes felújulása tölgy fajokkal bizonyíthatóan egyetlen madárfajnak, a szajkónak köszönhető. A makkot természetesen nemcsak a fenyvesekben, hanem az eredeti tölgy állományokban is terjeszti.

A szajkó túlzott vadászata ökológiai szempontból teljesen indokolatlan. Az erdei ökoszisztéma számára sokkal nagyobb jelentőséggel bír a faj, mint például a károsítása az énekesmadár fészek predációjában (BAUER és BERTHOLD 1997).

Herman Ottó a madarak hasznáról és káráról 1901-ben kiadott művében a szajkóról nem említ hasznosnak nevezhető tevékenységet. Így ír: „Szóval, nagyon káros és nem ajánlható kegyelemre”. Azért mégis hozzá teszi: „Tarkaságával és hangosságával pedig az erdő díszé.”

Chernel István viszont Hermant megelőzve az 1899-ben kiadott: Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségükre c. művében a faj hasznos vonásaként említi, hogy bükk- és tölgyterméseket dugdos a földbe, ezáltal terjeszti e fajokat. Hozzá

kell tennünk, hogy ebben az időben a madarak hasznának és kárának megítélése lényegesen eltér a maitól. Például a ragadozó madarak Herman szerint az egerészölyvet, a vércsét és a baglyokat leszámítva mind károsak, irtandók. Ezek a fajok ma már mind védettséget élveznek.

Dr. Vasvári Miklós szerint a szajkó táplálkozásában a makknak meglehetősen nagy szerep jut. A szajkó fészekrablása, fióka- és tojáspusztítása közismert, éppen ezért tartják káros és pusztítandó fajnak. Csiki 327 szajkó gyomortartalmából végzett mintavételt, amiből 75 példányé május, június, július hónapokból származik, tehát a szorosan vett költési időszakból való és mégiscsak két esetben volt madártáplálék kimutatható! Másik vizsgálat szerint 1002 mintából is csak 9 esetben találtak madár, illetve 4 esetben tojás maradványt. Mindezzel korántsem vonom kétségbe a szajkó madárevését, de mégis a legnagyobb mértékben megérdemelné a tüzetes megfigyelést és utánajárást, mennyiben veszélyezteti a szajkó egy bizonyos területen a madárállományt.

A szajkó az idők folyamán olyan irányban terjedt el, ahol magtermést hozó erdőket talált. Az első szajkó maradványokat már a felső Pliocénben megtalálták Magyarországon (Püspökfürdő). A Pleisztocénből Európa több országában is fellelték maradványait.

Érdemes foglalkozni a német nyelvterület szajkóhoz kapcsolódó irodalmával, valamint hosszabb időre visszatekintő tapasztalataival.

A szajkó alapvetően mindenevő madár, ugyanakkor táplálék-összetétele az évszaktól függ (Bergman-Stähr 2002). Míg a téli időszakban szinte kizárólag makkot fogyaszt, addig a költési szezonban igen jelentős a rovarfogyasztása (lárva, hernyó, lepke). Kisebb arányban gerinceseket is fogyaszt, de a fészekpusztítására vonatkozó megállapítások általában túlzóak. Erdővédelmi szempontból igen fontos a hernyó fogyasztása (tölgyilonca, hamvas gypjaslepke, fenyőaraszoló).

Ellentétben a mókusokkal, a szajkó nem halmoz fel nagyobb készleteket egy helyen, hanem egyesével rejti el a makkokat, így annak a veszélye, hogy más is megtalálja a forrást, sokkal kisebb. A korábbi elképzelések szerint a madár elfelejti, hogy az elrejtett makkot hova helyezte, de e helyett inkább szándékos tevékenységről van szó, ugyanis a fiókanevelési időszakban igen fontos a tölgysziklevéllel történő etetés. E periódusban egyébként ez már nem káros a fejlődő tölgycsemetékre nézve.

A szajkó kizárólag megfelelő súlyú, alakú, formájú és egészségi állapotú makkot vesz fel, utóbbit kopogtatással állapítja meg. Kedveli a nehezebb 4–5 g-os, hosszúkás kocsányos tölgy makkot. A kedveltség szerinti sorrend a következő: kocsányos-, kocsánytalan-, vöröstölgy, mogyoró, bükkmakk.

A tölgyek dél-európai refúgiumokból való visszatelepülésében központi szerepet játszottak a szajkók. A terjedés sebessége 7 km/év lehetett. Egyes szerzők szerint a madár 1–10 km-es távolságba is szállíthatja a makkot. A terjedés sebességét jelentősen befolyásolja a nagy vaddisznósűrűség. A gyors terjedésre jó példa az 1848-as forradalom után Poroszországban, vagy a 1945 után a szovjet megszállás idején, amikor a vaddisznó vadászat korlátozás nélkül történt, a fenyvesek (*Pinus* spp.) alatt jelentős tölgy újulat jelent meg. Utóbbit „orosztölgyeseknek” is hívták. Hartig szerint a szajkó olyan szorgalmasan telepíti az értékes lombos fafajokat, hogy sok helyen csupán a túlelűek kivágásával megoldható a lombosok felújítása.

A makk ültetése szeptembertől január elejéig tart, kivéve az extrém időjárási körülményeket. A szállított makk mennyisége a távolságtól függ, 100 m-ig egyesével történik. Ennél távolabbra több makk kerül a begybe, egyszerre akár 5–6 is, illetve a legnehezebb

a csőrben szállítódik. Grédics Szilárd okleveles erdőmérnök szilvásváradai tapasztalata alapján közlése szerint egy elejtett madár begyében 12 db makk volt megtalálható. Az ültetést a csőrével végzi, egyszerűen a talajba nyomja, vagy keményebb talaj esetén kis gödröt kapar a csőrével. A takarás vastagsága ritkán nagyobb, mint a makk vastagsága. A takarást avarral, mohával, szubsztrátummal (humusz, laza talaj) végzi, úgy hogy a csírázást ne gátolja, de a vízvesztést csökkentse. Megfigyelésem szerint a madár gyakorta választja a makk rejtekhelyének a fák gyökérterpeszeinek védett, jó klímájú hajlatát. Az egyes rejtekhelyek közötti távolság 0,15–15 m között változhat. Gyakori a magoncok egymástól 20–30 cm-re történő csoportos megjelenése is. Megfigyelések alapján egy szajkó 4600 makkot is elrejtett a tél beálltaig, Varga Béla okleveles erdőmérnök 40 000 darabban állapította meg a szajkó egy szezonbeli teljesítményét.

A szajkó megfelelő szubsztrátumba helyezi el a makkot, a vizsgálatok alapján a nyílt területeket (pl. katonai gyakorlótér nyílt területei erdős környezetben) nem preferálja. Fontos a madár számára a légyszárú vegetáció borításának mértéke is. Fenyvesek alatt kedveli a moha borítású (1–20%) területeket. Hasonlóan előnyösek a 10–70% borítású a fekete áfonyás erdők. Az erdei sédbúza estében 20%-os borításnál a legtöbb a magoncok száma, a kevésbé jó vízellátottságú területeken a nagyobb borítás érték túlzott konkurenciát jelent a magoncoknak. Összességében megállapítható, hogy a 20 cm alatti légyszárú növényzet az ideális.

Erdőművelési szempontból olyan helyen használható ki a szajkó tevékenysége, ahol kellő mennyiségű termő tölgy van a területen, illetve a célnak megfelelő vadlétszám.

A szerzők szerint összefoglalva a szajkó tevékenysége igen jól hasznosítható fenyvesek szerkezetátalakításában a fentiek figyelembe vételével.

2002. szeptember 13-án a brandenburgi székeskáptalan erdészeti hivatala által szervezett rendezvényen köszönetet mondtak és méltatták a szajkót, mint „főerdészt” (Loboda, St. 2002.). Seelendorfnál a székeskáptalan erdőterületén 300–400 ha-on található főként a szajkó által vetett természetes tölgyfelújítás.

A rendezvény keretében sor került egy kirándulásra ezekben az erdőkben, illetve egy vésett vándorkővel hívják fel a figyelmet a szajkó igen hasznos tevékenységére. A környéken igen gyakran megfigyelhetők a vésett vándorkövek. (Vándorkő: magányosan fekvő, környezetüktől eltérő eredetű sziklák, kötömbök, amelyeket a jégkorszaki őri-ásgleccserek szállítottak a mai helyükre).

Összefoglalás

A Balaton-felvidék a pannon-táj meghatározó eleme. A balaton-felvidéki erdőkkel történő gazdálkodást más görcső alá kell helyezni, mint például a közeli Bakonyét. Az erdőgazdálkodás hozamai lehetővé teszik a rentábilis gazdálkodást, de szimbiózisban kell élni a sokrétű és sokféle gazdálkodóval, kiemelt figyelmet kell fordítani az erdők közjóléti szerepére, valamint az erdővédelmi feladatoknak nemcsak a faállomány védelme miatt kell eleget tenni, hanem a fokozott társadalmi elvárások miatt is. Jó példa erre a hernyórágás. Az itteni erdők szerényebb jövedelem-termelő képességét bölcsen szabad használni.

A Bakonyerdő Zrt. Balatonfüredi Erdészeténél eltöltött 14 év szükségszerűen felépítette bennem a gazdálkodás prioritásait. A társadalmi, természetvédelmi és ökonómiai elvárások miatt a klasszikus erdőgazdálkodási modellektől hamar el kellett rugaszkodni, és

a természeti folyamatok megismerésére, annak megsegítésére fektetni a hangsúlyt. Ennek megnyilvánulása gazdálkodási méretekben a cserések természetes felújítása, valamint a feketefenyő-cser szerkezet-váltás.

A feketefenyő-cser szerkezet-váltás a cserések természetes felújításánál kisebb, de szintén üzemi léptékű feladat. A pusztuló feketefenyvesek lombos erdővé történő átalakítása kiemelt prioritást kell, hogy élvezzen. Szükséges időjárási körülmények között a feketefenyvesek területének csökkenése visszafordíthatatlan folyamatnak tűnik, de az új erdők létrehozásához vezető út, az új erdők szerkezete nagyon fontos meghatározandó feladat. A kiemelt társadalmi terhelés, a talaj- és természetvédelmi elvárások, valamint a gazdaságossági tényezők alapján az egyetlen út a feketefenyő-cser szerkezet-váltás természetes folyamatának levezénylése.

Minden kétséget kizárólag megállapítható, hogy az új erdők elegyes, többkorú és átlékony erdők, létrehozásuk magas humántőkét, szervezési kényszert, de alacsony költségkeretet igényel. Ez a mai kor kihívásainak megfelelő megoldás. A megtakarított költségek a természetes felújításokat kísérő bozótirtásokra, illetve a közjóléti fejlesztésekre fordítható. Mindkettőnek folyamatosnak kell lennie az erdészeti üzem hosszú távú működtetésében. A szerkezet-váltást követően nő a lombos erdők aránya a Balatonfüredi Erdészetnél, mint ahogy a Balaton-felvidék teljes területén is. Megállapítható, hogy javul az erdők általános egészségi állapota.

Talán nem konfrontatív azon kijelentésem, hogy nem látom a nagyvad-állomány csökkenésének közeljövőbeli megvalósulását. A szerkezet-váltás következtében létrejött új erdők meggyőződésem szerint lényegesen nagyobb vadeltartó értékűek, ezért segíthetik a fennálló feszültségek tompítását. Értékes munka lenne a vadeltartó érték növekedésének konkrét meghatározása.

A feketefenyő szerepe megkérdőjelezhetetlen a szukcessziós folyamat felgyorsításában, a kételkedőknek kell egy rövid kirándulást tenni Balatonudvariban. A község határában a 7.B. erdőrészletben molyhostölgyes-cseres 49 éves erdő található, szomszédjában a 7.C. erdőrészletekben vele egykorú feketefenyves. A két erdőrészlet erdőtelepítés során jött létre. Megállapítható, hogy óriási különbség van a két fafaj ugyanazon termőhelyen lévő produktuma között, természetesen a feketefenyő javára. Ez még „csak” egy erdőszáma lehet fontos, de a feketefenyves alatt egy nagyon fontos állapotot rögzíthetünk. A természetes alátelepülés következtében méretesebb lombos fácskákat találhatunk állomány alatt, mint amit a cser és a molyhos tölgy 49 év alatt produkált a szomszédban. Országunk erdőtelepítési célkitűzései során a fenti tényeket nem szabad figyelmen kívül hagyni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki Holl Katalin és Wágner Mária okleveles erdőmérnököknek az adat felvételezéshez és az adatok feldolgozásához nyújtott segítségéért, valamint a Bakonyerdő Zrt-nek a kutatás támogatásához.

Irodalom

- A BAKONYERDŐ ERDÉSZETI ÉS FAIPARI ZRT. BALATONFÜREDI ERDÉSZETÉNEK ERDŐGAZDÁLKODÁSI EGYSÉG KÖRZETI ERDŐTERVE 2005/21: Állami Erdészeti Szolgálat, Veszprém.
- AZ ERDŐVÉDELMI MÉRŐ- ÉS MEGFIGYELŐ RENDSZER KERETÉBEN A VADÁLLOMÁNY ÁLTAL OKOZOTT ÉLŐHELY VÁLTOZÁS FELMÉRÉSÉRE 2003: Állami Erdészeti Szolgálat, Kézirat.
- BAUER H-G., BERTHOLD P. 1997: Eichelhäher *Garrulus glandarius*. In: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- BERGMAN J-H., STÄHR F. 2002: Ausnutzung von Hähersaaten beim Umbau von Kifernreinbeständen. Forst und Holz 57(20): 618–622.
- CHERNEL I. 1899: Magyarország madarai, különös tekintettel gazdasági jelentőségükre, Királyi Természettudományi Társulat, Franklin-társulat Nyomdája, Budapest.
- HERMAN O. 1901: A madarak hasznáról és káráról, Magyar Királyi Földművelésügyi Minisztérium, Budapest.
- LOBODA S. 2002: „Oberforstmeister” Eichelhäher geehrt. AFZ-Der Wald.
- MAYER Z. 1936: A csonkamagyarországi erdeifenyő telepítések származástani problémái a magvizsgálat szempontjából, Doktori értekezés, Soproni nyomda, Sopron.
- MgSZH ERDÉSZETI IGAZGATÓSÁG 2009: Erdővédelmi Mérő és Megfigyelő Rendszer, MgSZH Kp., Budapest.
- SZEKRÉNYES T. 2008: Cserések természetes felújítása a Balaton-felvidéken, Doktori szigorlat, NYME EMK, Sopron.
- WÄGNER M., HOLL K., SZEKRÉNYES T. 2010: A balaton-felvidéki pusztuló feketefenyves állományok természetes felújulása lombos fajokkal, Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.

THE TRANSFORMATION OF THE BLACK PINE STANDS FOR TURKEY OAK
ON BALATON UPLAND

T. SZEKRÉNYES

Bakonyerdő Zrt Balatonfüredi Erdészeti
H-8230 Balatonfüred, Tánácsis u. 19., e-mail: szekrenyes.t@bakonyerdo.hu

Keywords: Balaton upland, black pine, turkey oak, jay

The need for the transformation of the black pine stands on the Balaton uplands has arisen from the decay of these stands since the past decade. After defining the methods for investigations the black pine – turkey oak species conversion data was gathered in 9 forest stands in the municipality of Balatonakali. The aim of the data processing is to evaluate the regeneration of these young forests in the terms of number of trunks per hectare and heights and their dynamics. The analysis of the height and number of trunks data showed that these regenerations comply with the minimum requirements set in the regulations, despite of the unfavorable natural conditions. There was a high number of seedlings, considerably higher than set in the regulations and the necessary mean and mixture species for the target stand are also present, and the height and growth data are also appropriate.

Based on the experience of the author and on the international literature it can be stated that the jay plays an important role in the process of regeneration. In regions with black pine – turkey oak conversion, jay should not be treated as a predator.

ADATOK A GYOMVEGETÁCIÓ VÁLTOZÁSÁRA KALÁSZOS MEZŐGAZDASÁGI KULTÚRÁBAN ÉS SZEGÉLYÉBEN GÖDÖLLŐI-DOMBSÁGI MINTATERÜLETEKEN

TÓTH Andrea¹, BALOGH Ákos¹, WICHMANN Barnabás¹, PENKSZA András¹, GYULAI Ferenc³,
BERKE József⁴, UJ Boglárka⁵, HÁZI Judit¹, PENKSZA Károly¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

²Magyar Biológia Társaság, Budapest, 1088 Budapest, Bródy S. u. 16.

³Fitohistoria Kft. 3051 Szarvasgede, Béke u. 6.

⁴SFD Informatikai Kft. 8360 Keszthely, Meggyfa u. 47.

⁵Debreceni Egyetem AGTC, MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

e-mail: toth.andrea@kti.szie.hu

Kulcsszavak: mezőgazdasági tábla, tábla szegély, mezsgye, kaszálás, transzszekt

Összefoglalás: A Gödöllői-dombság területén, Kartal határában 1994 és 2012-ben búzatáblában, erdős-gyepes és csak gyepes, kaszált szegélyben készítettünk érintkező kvadrátokból 6–6 transzszektet. A fajok borítási értékeit 5-ben jegyeztük fel. Az adatokat kétutas klaszter analízis és DCA analízis során értékeltük. Az eredmények alapján az erdős-gyepes transzszektet szegély fajkészlete teljesen átalakult, elszegényedett és az invazációs bálványfa vált uralkodóvá. A gyepes szegély továbbra is nagy fajszámot tartalmazott. A gyep kezelése, kaszálása a fajszám megőrzésében jelentős szerepet játszott. A szántóföldi kvadrátokban általános, hogy a szegélytől haladva a fajszám csökken. A szegélyhatás erdős-gyepes társulásnál csak az első kvadrátban érvényesül, ezzel szemben a kaszált útszéli mezsgyében a 2. kvadrátban is kimutatható nagyobb fajszám.

Bevezetés

A mezőgazdasági táblák szegélyei több szempontból is jelentősek. Fontosak ezek a sávok, mint zöld folyosók is, amik biztosítják az egyes fajok populációinak a terjedését, életterét is (JORDÁN et al. 2004), elősegítheti a benne élő állat- és növényfajok kölcsönhatásait (MERRIAM 1984, TAYLOR et al. 1993), jelentősek a fajdiverzitás megőrzése szempontjából is (KISS et al. 1995, 1997), illetve vadgazdálkodási szempontból is fontosak, hiszen búvó- és táplálkozó helyek (HELTAI 2011). A jelentőségük különösen abban a tájban fontos, ahol intenzív mezőgazdasági tevékenység folyik. Itt az eredeti vegetáció utolsó menedékei lehetnek. Hazai viszonylatban különösen a csernozjom talajú tájegységekben fontos a szerepük (ZÓLYOMI 1969). Ezekre a szegélyekre a botanikusok már a XIX. században felfigyeltek (KOREN 1874, 1883, BORBÁS 1881). Különösen az alföldi mezsgyék kutatása volt intenzív. ZÓLYOMI (1969) munkásságával indult, határmezsgyék, sáncok és földvárak vizsgálatával. Az elmúlt időszakban a vizsgálatuk, első sorban a mezsgyéké fellendült (CSATHÓ 2008, 2010, CSATHÓ és CSATHÓ 2010, SZENTES et al. 2010). CSATHÓ (2008) két fő mezsgyetípusot különít el, amelyek kialakulásukban és természetvédelmi értékükben térnek jelentősen el. Az ősi vegetációval folytonosságot mutató, értékes flórával rendelkező mezsgyéket elsődleges mezsgyéknek, míg a szántásból kikerült, majd felhagyott sávokat másodlagos mezsgyéknek nevezi. Utóbbira jellemzőek a gyom- és generalista fajok.

A szegély-élőhelyek kérdéseivel számos irodalom foglalkozik, melyeknek nem csak kritikai áttekintését ERDŐS et al. (2010) foglalja össze kitérve a pozitív és a negatív hatá-

sokra is, a közösségi grádiensekkel és határokkal kapcsolatban széleskörű vitaindító gondolatokat is adnak. A mezőgazdasági táblák gyomvegetációjával és az agrobiodiverzitás kérdésével KOVÁCS-HOSTYÁNSZKY et al. (2011) foglalkozott részletesen. Szoros összefüggést találtak a gazdálkodási típusok és a gyomvegetáció között.

Anyag és módszer

A vizsgált löszös terület észak-kelet Magyarországon helyezkedik el, Budapesttől 50 km-re, Kartal településtől keletre. A vizsgálatokat 1994 és 2012-ben végeztük. A 1994-ben végzett felvételek eredményeit részben közöltük (KISS et al. 1995, 1997). A felvételi helyek kijelölésekor figyelembe vettük a második országos gyomfelvételezések helyeinek leírását is (UJVÁROSI 1975). A felvételezések során %-os becslési módszert alkalmaztunk.

A területeken 6–6 transzszekt felvételeit készítettük el az 1994-es felvételeket megismételve. Az egyik transzszekt sorozat egy erdős-gyepes sávból indul, a másik egy kaszált útszéli gypsáv, mezsgye volt. A szegélyben 1–1 1×1 m-es kvadrátokat, a mezőgazdasági táblában pedig 4–4 1×1 m-es kvadrátokat vettünk fel.

A fajnevek SIMON (2000) nomenklatúráját követik.

Statisztikai vizsgálatainkhoz R programozási nyelvet használtunk (IHAKA és GENTLEMAN 1996). Az adatokkal kétutas ANOVA klaszter analízisét is elvégeztük. Az adatokat „heatmap”-en is ábrázoltuk, ekkor a grafikus ábrázoláskor az értékek egy kétdimenziós térképen színekkel vannak megjelenítve. A módszer másik nagy előnye, hogy nagy mennyiségű adat együttes áttekintésére és az összefüggések jobb értelmezésére is alkalmas. Heatmap-ek két dimenzióban jelenítik meg az értékeket és az adatmátrixot. A nagyobb értékeket sötétebb, az alacsonyabb értékeket világosabb színekkel jelöltük. SNEATH (1957) volt az első, aki eredményeit klaszteranalízis által permutált csoportokba foglalta össze és ezáltal a sorokban és oszlopokban előforduló hasonló értékek könnyebben elválaszthatóak lettek egymástól. Ez az ábrázolási mód lehetővé teszi a hasonló értékek könnyebb csoportosítását. Robert Ling (1973) dolgozta ki azt, hogy a klaszter fákat (dendrogramokat) csatlakoztassák a sorok és oszlopok mátrixához. Leland Wilkinson fejlesztette ki azt az első számítógépes programot (SYSTAT), amely nagy felbontású színes klaszter hő térképeket generált. Az elemzés során a *Triticum aestivum* borítási adatokat nem vettük figyelembe. Ezen kívül az adatok DCA analízisét is elvégeztük.

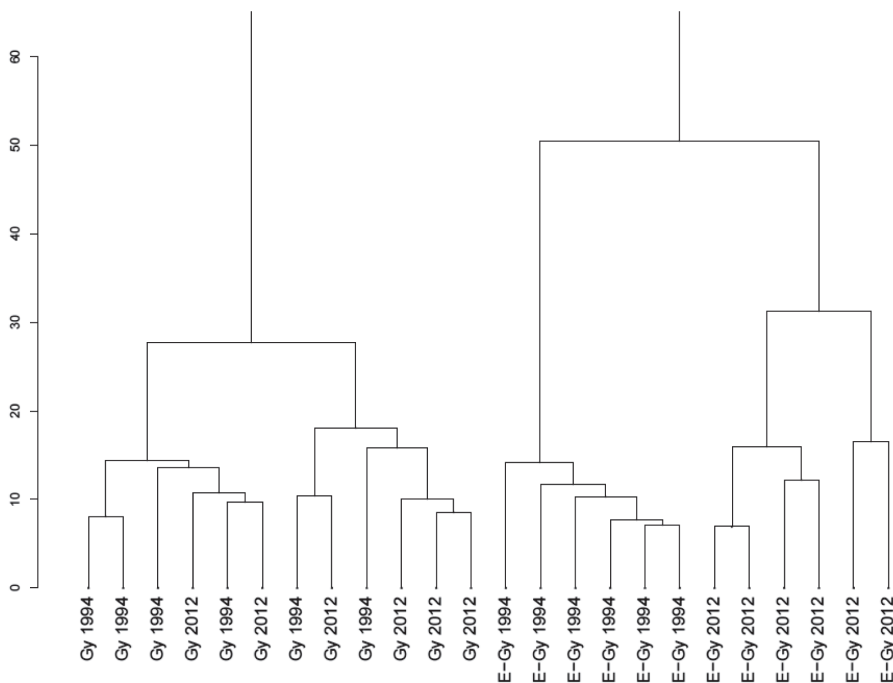
Eredmények

A cönológiai felmérések során az erdős-gyepes sávban 1994-ben 35 fajt találtunk (1. táblázat). Ebből egy lombkorona szintben, 4 db a cserje és 31 faj a gypsíntben fordult elő. 2012-ben a fajszám jelentősen lecsökkent, csak 17 faj fordult elő. A gyp szegélyében a csökkenés nem volt észlelhető. A mezőgazdasági táblában az átlagos fajszámok hasonlóan alakultak, de a szegélytől távolodva a fajszámok csökkentek (1. táblázat). A gyepes transzszekt kvadrátjai közül a 2.-ban a vizsgálati időszak második évében is nagyobb maradt a fajszám (1. táblázat).

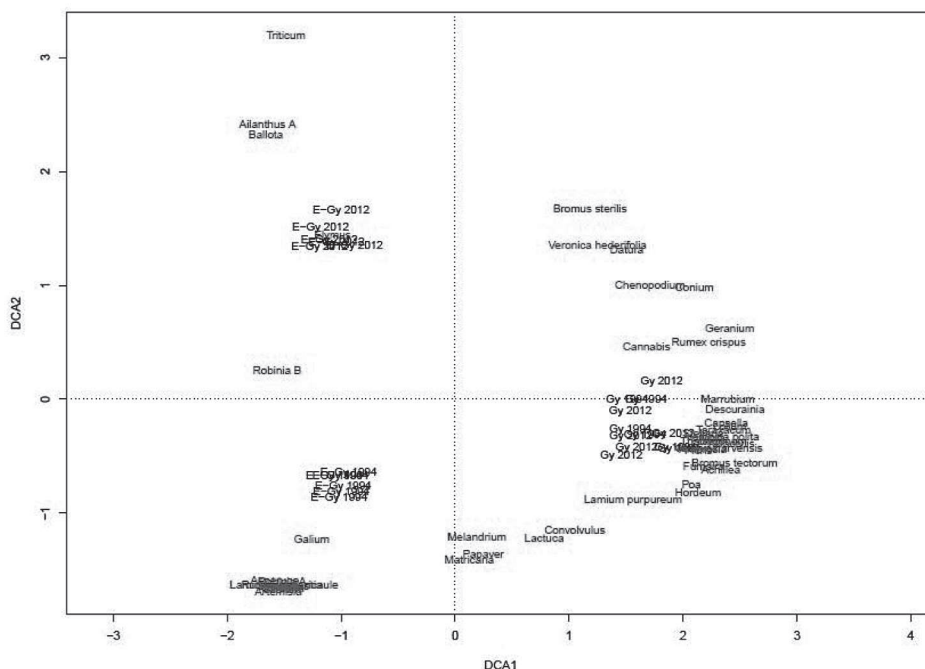
Az erdős-gyepes sávban a fajok közül a *Lamium amplexicaule* és a *Convulvulus arvensis* fordult elő mindkét időszakban. A lombkorona szintben a változás nagyon jelentős, az 1994-es évben uralkodó fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*) 2012-re teljesen kiszorított a bálványfa (*Ailanthus altissima*). A cserjeszint is szegényebb lett, szintén csak az *Ailanthus altissima* található meg. A gyepszint uralkodó faja az *Elymus repens* maradt, borítási értékei jelentősen megnöttek 1994-es évhez képest. 1994-ben előforduló fajok közül a közül 2012-ben már hiányzó fajok voltak a következők: *Cirsium eriophorum*, *Lactuca serriola*, *Cardaria draba*, *Matricaria inodora*, *Poa angustifolia*, *Rumex patientia*. Új fajként jelent meg: *Datura stramonium*, *Bromus sterilis*, *Ballota nigra*.

A gypsáv felvételei között a vizsgált két időszakban kisebb volt a változás. A *Matricaria inodora*, *Poa angustifolia*, *Veronica hederifolia*, *Bromus sterilis* gyakoribb lett. Csökkent az *Elymus repens*, *Melandrium album*, *Papaver rhoeas* borítása. 2012-ben feljegyzett új fajok: *Datura stramonium*, *Conium maculatum*.

A felvételek DCA elemzése alapján a fajok és a felvételi kvadrátok is három jól elváló csoportba rendeződnek. Az erdős-gyepes felvételek 1994 és 2012-es évben készült felvételei jól elválnak (3. ábra). A gyeppen készült felvételek éves bontásban nem különülnek el. A fajok nagyobb szórást mutatnak.



2. ábra A szegély felvételek klasszifikációs eredményei
Figure 2. Classification results of the marginal areas



3. ábra Az erdős-gyepes és a gyepes transzszektek szegélyében lévő felvételeinek DCA ábrázolása
Figure 3. DCA analysis results of the marginal relevés

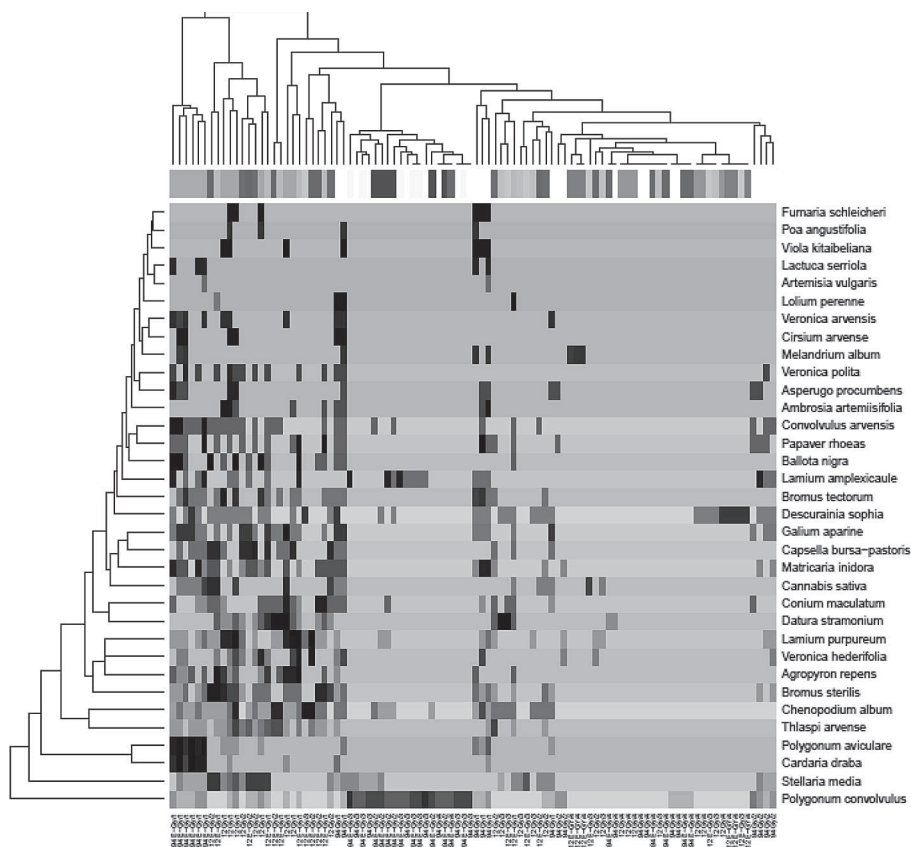
A mezőgazdasági tábla kvadrátjainak eredményei

A mezőgazdasági tábla kvadrátjai közül, függetlenül az erdős-gyepes és a gyepes sávból induló transzszektektől az első kettőben volt a legnagyobb a fajszám (1. táblázat). A következő fajok fordultak itt elő, amelyek aztán a következő kvadrátokban nem jelentek meg: *Asperugo procumbens*, *Convolvulus arvensis*, *Lamium amplexicalue*, *Lamium purpureum*, *Papaver rhoeas*, *Bromus sterilis*, *Conium maculatum*, *Veronica polita*, *Galium aparine*, *Matricaria inodora*, *Descurainia sophia*, *Veronica hederifolia*, *Stellaria media*.

Az első kettő közül is az első volt az, amelyben kiemelkedően magas volt a fajok átlagos fajszáma. A két területen készült felvételek közül az erdős-gyepes transzszekt első kvadrátjában a fajszám csökkent 2012-re, míg a gyepes transzszektek esetében nőtt (2. táblázat). 2012-re a következő fajok jelentek meg, vagy vált a borítási értékük jelentősen nagyobbá: *Thlaspi arvense*, *Datura stramonium*, *Polygonum convolvulus*, *Bromus tectorum*, *B. sterilis*, *Ballota nigra*, *Cannabis sativa*, *Capsella bursa-pastoris*, *Ambrosia artemisiifolia*.

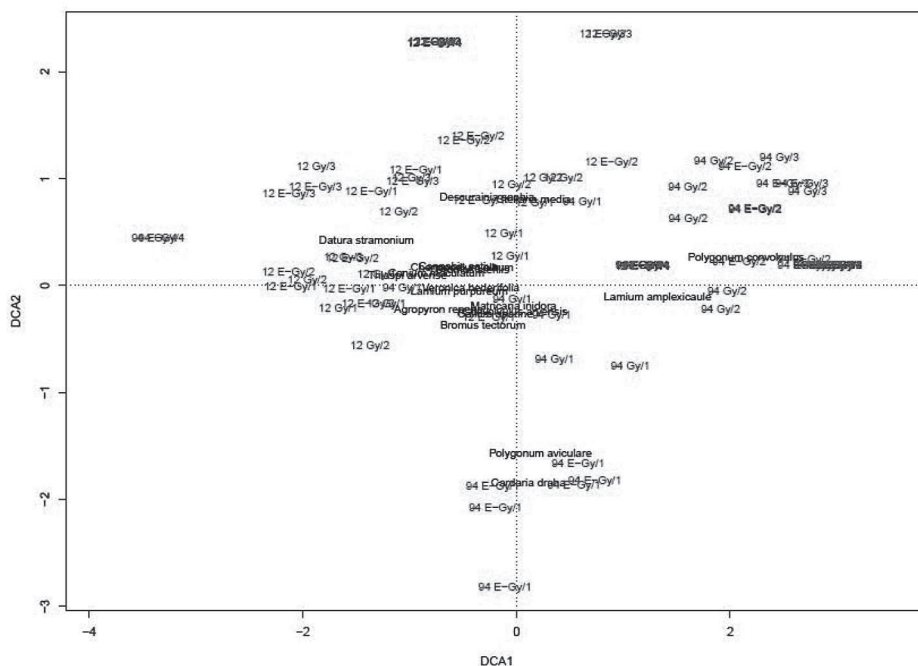
2012-re a következő fajok nem fordultak elő vagy előfordulásuk jelentősen csökkent: *Polygonum aviculare*, *Asperugo procumbens*, *Cardaria draba*, *Lactuca sativa*.

A *Lamium aplexicaule*, *Descurainia sophia* fajok a két időpontban eltérő kvadrátokban jelentek meg és a 3., 4. kvadrátban is előfordultak még.



4. ábra A mezőgazdasági tábla felvételeinek kétutas ANOVA klaszter analízise
 Figure 4. Two-way clustering results of coenological records of the agricultural relevés

A mezőgazdasági tábla felvételeinek DCA elemzése alapján a fajok és a felvételi kvadrátok nem válnak el olyan egyértelműen, mint a szegélyek esetében (5. ábra). Egy kisebb csoport különül el, illetve a *Polygonum aviculare* és a *Cardaria draba* fajok, amelyeknek az 1994-es borítási értékei és előfordulásai voltak jelentősen eltérőek. A másik csoport még két részre osztható, ahol az 1994-ben és 2012-ben készült felvételek rendeződnek egymáshoz közel.



5. ábra A mezőgazdasági tábla felvételeinek DCAnce analysis) ábrázolása

Figure 5. DCA analysis results of the agricultural relevés

Értékelés

Az erdős-gyepes sávot nem kezelték az elmúlt időszak alatt, aminek eredménye lett a bálványfa felszaporodása, ami teljesen összhangban van URVARDY (2004), URVARDY és ZAGYVAI (2012) munkáival. A védekezés ezzel az özönfajjal szemben nagyon nehéz, az erős gyökérsarjai révén, de terméséről is gyorsan szaporodik, az egyik legveszélyesebb özönfajunk. Átalakítja a talajt és allelopatikus hatása miatt a vegetációt is (URVARDY és ZAGYVAI 2012). Ez is vezethetett oda, hogy az erdős-gyepes sáv növényzete teljesen elszegényedett. A gyep sávban, ahol kaszáltak is, a vegetáció elszegényedése nem tapasztalható, sem cserjésedés nem történt. Ez a kezelés teljesen alkalmas a mezsgyék fenntartására (CSATHÓ 2008, SZENTES et al. 2010).

A vizsgált mezőgazdasági táblában a két időszak alatt jelentős változás történt a gyom vegetációban. Több olyan gyom faj is elszaporodott, ami az országos gyomfelvételezések során is jeleztek már, mint pl. a *Datura stramonium*, *Ambrosia artemisiifolia* (NOVÁK et al. 2011).

A transzszektekben a vegetációban az első, de főleg a másodok kvadrát után jelentős fajszámcsökkenés volt tapasztalható, de eltéréseket is mutat a zoológia adatoktól. BUIÁKI et al. (1996) azt mutatta ki, hogy a szegélyektől haladva, a kultúrák belseje felé csökken a rovarok mennyisége, elfogadható sűrűséget még a szegélytől 10 m-re is talált és csak 50 m után volt jelentős a csökkenés. KISS et al. (1993) rövidebb területen mutattak ki eltérést, és a szegélyhez kötődő rovarfajokat is sikerült kimutatni. MADER (1984) szignifi-

káns kapcsolatot talált a szegélyek hossza és a futóbogarak száma között. WETZEL (1955) kutatásaiban a nagyobb táblákra irányuló szegélyhatást vizsgálta és úgy találta, hogy a nagyobb táblák 10–20 méteres szegélyében elhanyagolható a szegélyhatás.

A szegélyhatásban is voltak különbségek az erdős-gyepes sávban 2012-re már kevesebb faj fordult elő, aminek oka az árnyékolás is lehet, illetve az *Ailantus altissima* hatása. A kaszált gyepes sáv melletti táblarészben a fajok szám nagyobb volt. Kilenc gyomfaj jelent meg, vagy vált dominánssabbá és három tűnt el, ami jelentős a kvadrátokban előforduló átlagos 18-1 közötti értékhez képest.

Természetvédelmi szempontból a változatos szegélyek a mezőgazdasági területek fajdiverzitása szempontjából fontosak, még ha neheztük is a gyomok elleni védekezést (BUNTING 1960, KISS ET AL. 1995, 1997).

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a „GOP-1.3.1-08/1-2008-0057 számú pályázat”, „Mobil környezetvédelmi mérőrendszer kifejlesztése” projekt, a publikáció elkészítését a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

Irodalom

- BORBÁS V. 1881: Békés vármegye flórája. A Magyar Tudományos Akadémia könyvkiadó hivatala. Budapest.
- BUJÁKI G., KÁDÁR F., KÁRPÁTI Z., TÓTH F. 1996: Comparison of the carabid fauna of a wheat field and its surrounding habitats. *Acta Jutlandica* 71(2): 221–226.
- BUNTING A. H. 1960: Some reflections on the ecology of weeds. In: HARPER, J. L. (ed): *The Biology of Weeds*, Blackwell, Oxford, pp.: 11–16.
- CSATHÓ A. I. 2008: Mezsgyék kutatása a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. Kutatási jelentés. KMNPI, Szarvas.
- CSATHÓ A. I. 2010: Elsődleges területeket jelző növényfajok az Alföld löszhátain. (Előzetes közlemény). *A Pusztá 24* (Jubileumi különszám): 72–82.
- CSATHÓ A. I., CSATHÓ A. J. 2010: A dombegyházi Battonyai út egy védelmet érdemlő mezsgyeszakaszának flórája. *Crisicum* 6: 33–57.
- NOVÁK R., DANCZA I., SZENTÉY L., KARAMÁN J. (szerk.) 2007-2008: Az ötödik országos gyomfelvételezés Magyarországon szántóföldjein. Budapest.
- DANCZA I. 2007-2008: Beszámoló az ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezés előzetes eredményeiről. III. Magyar Növényorvos Nap, Budapest, a szakmai rendezvény kiadványa: 8–9.
- DESEÖ K. 1958: Untersuchung der Makrofauna von Ruderalstellen am Winterende. *Acta Agronomica* 8: 77–101.
- ERDŐS L., MORSCHHAUSER T., ZALATNAI M., PAPP M., KÖRMOČZI L. 2010: Javaslat egységes terminológia kialakítására a közösségi grádiensek és határokkal kapcsolatban. *Tájökológia Lapok* 8(1): 69–76.
- HELTAI M. 2011: Jó vadászatot! A Fővárosi és Pest megyei Vadászkamara lapja 2011(2): 12–13.
- IHAKA R. és GENTLEMAN R. 1996: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics (American Statistical Association)* 5(3): 299–314.
- JORDÁN F., BÁLDI A., ORCI K., RÁCZ I., VARGA Z. 2004: Kritikus élőhelyfoltok azonosítási lehetőségei – egy esettanulmány. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 31–38.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F. (1995): Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Proceedings of International Conference, The landscape and nature production capacity of organic/sustainable types of agriculture*. Wageningen, pp. 55–63.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. (1997): Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 227–232.
- KISS T., LÉVAI P., FERENCZ Á., SZENTES SZ., HUFNAGEL L., NAGY A., BALOGH Á., PINTÉR O., SALÁTA D., HÁZI J., TÓTH A., WICHMANN B., PENKSZA K. 2011: Change of composition and diversity of species and grassland management between different grazing intensity - in Pannonian dry and wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research* 9(3): 197–230.

- KOREN I. 1874: Szarvas viránya. Szarvasi főiskola évi értesítője. Dobay János könyvnyomdája, Gyula.
- KOREN I. 1883: Szarvas virányának második bővített felszámolása. Szarvasi főgymnasium évi jelentése. Dobay János könyvnyomdája, Gyula.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI A., BATÁTY P., BÁLDI A., HARMOS A. 2011: International of local and landscape in the conversation in Hungarian arable weed diversity. *Applide Vegetation Science* 14: 40–48.
- MADER H. J. 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81–96.
- MERRIAM G. 1984: Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: BRANDT, J., AGGER, P. (eds.): *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning Vol. I.* Roskilde Universitessforlag GeoRue, Roskilde, Denmark. pp. 5–15.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SNEATH, P. H. A. 1957: „The application of computers to taxonomy”. *Journal of General Microbiology* 17(1): 201–226. PMID 13475686 begin of the skype highlighting 13475686 end of the skype highlighting
- SZENTES SZ., SUTYINSZKI ZS., WICHMANN B. 2010: Kondoros környéki mezsgyék botanikai változatossága. XXVIII. Vándorgyűlés, Budapest, 2010. szeptember 30. pp. 25–30.
- TAYLOR P. D., FAHRIG L., HENEIN K., MERRIAM G. 1993: Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571–573.
- UDVARDY L., ZAGYVAI G. (2012): Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) In: CSISZÁR Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon.* pp. 133–137.
- UDVARDY L. (2004): Bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) In: BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények.* A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmányköteti 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- UJVÁROSI M. 1975: A második országos gyomfelvételezés a szántóföldeken I–VI. Mezőgazdasági és Élelmész-ügyi Minisztérium, Budapest.
- WETZE T. 1995: *Integrierter Pflanzenschutz und Agroökosysteme.* Steinbeis-Transferzentrum, Halle/Saale.
- ZÓLYOMI B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa* 100: 550–553.

WEED VEGETATION CHANGES IN GÖDÖLLŐ-HILL AREA RESPECTIVELY TO MARGINAL AND AGRICULTURAL AREAS

A. TÓTH¹, Á. BALOGH¹, B. WICHMANN¹, A. PENKSZA¹, F. GYULAI³, J. BERKE⁴, B. UJ⁵, J. HÁZI¹, K. PENKSZA¹

¹Szent István University, Agricultural and Environmental Sciences,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

²Hungarian Biological Society, 1088 Budapest, Bródy S. u. 16.

³Fitohistoria Ltd. 3051 Szarvasgede, Béke u. 6.

⁴SFD Information Technology Ltd., 8360 Keszthely, Meggyfa u. 47.

⁵Debreceni Egyetem AGTC, MÉK, Nature Conservational Zoology and Wildlife Management Department,
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

e-mail: toth.andrea@kti.szie.hu

Keywords: farm field, field margin, bound, mowing, transect

In our study 6–6 transects were made at the border of Kartal in the area of Gödöllő Hills area from 1994 to 2012. Relevés made-up from forest, grassland and mown edges. Coverage values of species recorded in 5 cases. For evaluation two-way cluster and DCA analysis were applied. Results indicate that species composition of transect of forest-grassland edge completely changed, impoverished and invasive *Ailanthus altissima* became dominant. Marginal area of lawn contained large amount of species. Its maintenance and mowing played an important role in conservation of species. In field quadrates, in general, the number of species decreased along from the edge. Edge effect prevailed in the first quadrate in case of woody turf quadrates, whereas in case of mowed roadside edges, larger number of species was detected in second quadrate.

2. táblázat A mezőgazdasági tábla kvadrátjainak átlagos fajszámai
Table 2. Average species number in the relevés of agricultural area

	94 E/1	12 E/1	94 Gy/1	12 Gy/1	94 E/2	12 E/2	94 Gy/2	12 Gy/2	94 E/3	12 E/3	94 Gy/3	12 Gy/3	94 E/4	12 E/4	94 Gy/4	12 Gy/4
Agropyron repens	1,33	2,83	0,50	2,83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artemisia vulgaris	0,17	-	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Asperugo procumbens	0,67	-	0,67	0,67	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Convolvulus arvensis	1,50	0,83	0,50	0,50	0,33	0,50	0,50	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Lamium amplexicaule	1,00	0,50	0,50	0,33	0,50	0,17	0,67	-	1,00	-	0,33	-	-	-	-	-
Lamium purpureum	1,00	1,33	0,67	3,67	0,33	1,33	0,50	0,83	-	0,33	-	0,33	-	-	-	-
Melandrium album	0,50	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	-	-
Papaver rhoeas	0,83	1,17	0,83	0,33	-	-	0,67	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Poa angustifolia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rumex patientia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thlaspi arvense	0,83	3,00	0,33	1,67	-	2,67	-	1,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromus sterilis	1,17	2,33	1,50	2,67	-	1,50	0,33	1,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Ballota nigra	0,83	0,83	0,33	0,83	-	0,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Conium maculatum	0,67	2,33	1,00	1,67	0,33	1,50	0,33	0,67	-	0,33	-	-	-	-	-	-
Veronica polita	0,67	0,67	0,33	0,50	-	-	0,17	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Cannabis sativa	1,00	0,83	0,50	1,00	-	0,83	-	0,50	-	0,33	-	0,17	-	-	-	-
Lactuca serriola	0,50	-	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cardaria draba	5,67	-	0,50	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Galium aparine	1,50	1,17	1,50	0,83	-	0,50	0,50	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Matricaria inidora	2,20	1,17	1,83	0,67	-	1,00	0,50	1,17	-	-	-	-	-	-	-	-
Cirsium arvense	0,33	-	0,33	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chenopodium album	1,33	2,00	1,83	1,67	1,00	2,50	-	1,00	-	1,17	-	0,67	-	-	-	-
Descurainia sophia	0,83	0,50	1,00	0,83	0,33	0,50	0,50	0,50	-	1,00	-	0,50	-	1,00	-	0,67
Polygonum aviculare	6,33	-	1,50	0,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triticum aestivum	75,17	74,17	75,17	80,67	90,50	74,17	90,50	74,17	89,67	79,17	89,67	79,17	90,17	90,17	90,17	90,17
Polygonum convolvulus	1,50	0,33	1,00	1,00	4,50	0,17	2,00	0,50	4,83	-	4,83	-	1,00	-	1,00	-
Veronica arvensis	0,83	-	0,50	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromus tectorum	1,00	0,83	1,50	1,33	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Capsella bursa-pastoris	0,67	1,00	0,50	0,67	-	0,67	-	1,33	-	-	-	-	-	-	-	-
Fumaria schleicheri	-	-	0,50	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Veronica hederifolia	0,33	0,83	0,83	2,00	-	0,50	0,33	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-
Viola kitaibeliana	-	-	0,67	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stellaria media	1,00	2,83	0,83	2,33	0,50	2,83	0,67	1,83	0,50	0,67	0,50	0,50	-	-	-	-
Datura stramonium	-	2,33	-	2,00	-	0,83	-	0,83	-	0,67	-	0,67	0,17	-	0,17	-
Poa angustifolia	-	-	0,33	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-				
Hordeum murinum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Taraxacum officinale	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Lolium perenne	-	0,50	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Dactylis glomerata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Marrubium vulgare	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Picris heiracioides	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Ambrosia artemisiifolia	-	0,17	1,17	1,00	-	-	-	-	-	-	-	-				
Geranium pusillum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

A SZELÍDGESZTENYE KULTUSZÁNAK ÁTTEKINTÉSE ÉS MAGYARORSZÁG LEGNAGYOBB SZELÍDGESZTENYÉINEK BEMUTATÁSA

TAKÁCS Márton, MALATINSZKY Ákos

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: takacsmarion.msc@gmail.com

Kulcsszavak: gesztenye, dendrometria, kultusz, védelem

Összefoglalás: Az európai és a hazai szelídgesztenye-kultusz áttekintését adjuk. Számos fajhoz (pl. hársak, fűzek, tölgyek) hasonlóan a szelídgesztenyéhez is legendák, népszokások kapcsolódtak a történelem során. Vizsgálatainkban Magyarország legnagyobb törzskerülettel rendelkező szelídgesztenyéit mértük fel, amelyek döntő része hatalmas mérete ellenére, illetve kora folytán, pusztuláshoz közeli állapotban van. A dendrometria mérések alapján hazánk legnagyobb *Castanea sativa* egyede a nagykutas pincék között áll. A foltokban megmaradt, egykor nagy területet elfoglaló zengővárkonyi, illetve a védett velemi gesztenyések több óriást is rejtnek. A surdi pincesorok között is évszázados fákra bukkanhatunk. Vas megye legnagyobb szelídgesztenyét Torony község határában, magas cserjék közt meghúzódva találjuk. A boncodföldi fa és környéke nagy változáson ment át az évek alatt. Somogy megye legnagyobb „jóféle gesztenyéi” a több nemes fajtának otthont adó Iharosberényben vannak. Tanulmányunkban ezeken kívül zalaegerszegi, dióskáli, baki, csepregi és csipkerei fákat mértünk.

Bevezetés

A fákat, köztük a szelídgesztenyéket, mindig nagy tisztelet övezte. A különböző népek időről-időre legendákat, történeteket, regéket fűztek, neveket kapcsoltak hozzájuk. Történelmünk nagy gesztenyéi esetében nem egyszer találkozunk Imre király, IV. Béla, Mátyás király, Rákóczi nevével, hogy csak a legnagyobbakat említsük. Ezek a fák amellet, hogy régmúlt történetek őrzői, méretük, alakjuk alapján is elismerést érdemelnek. A hazai óriások léte fokozott figyelmet kap, ha megvizsgáljuk, hogy a XX. század elején, az egész világot érintő gesztenye-kéreggrák nevű betegség az itteni állományt is megtizedelte. Márpedig ezek a fák jóval a kórokozó megjelenése előtti időkben gyökereznek.

A természetvédelem fontos feladata, hogy épségben megőrizze az ország különböző tájain fellelhető több száz éves, legendás fákat. Ezek közös jellemzője, hogy egyik fő értéküket egyedi megjelenésük adja (KENYERES és TILDY 1960). Meghatározzák a tájképet és megjelennek a környék lakóinak néprajzi, történelmi vonatkozású emlékeiben, esetleg hiedelemvilágában. Egyes fák magas koruk és méreteik miatt érdemelnek védelmet. Másokhoz a nemzet történelmével kapcsolatos emlékek fűződnek, megint másokhoz népmondák, népregék kapcsolódnak (KAÁN 1931). Ezeknél a történeteknél nem a hitelesség a kiválgatás szempontja, sokkal inkább a kultúr-megnyilvánulás (BALOGH 1957).

Hazánkban kevés munka közöl az egyes nevezetes fákra vonatkozó átfogó, részletes ismereteket. Azok a munkák, amelyek részletesek, nem terjednek ki sok egyedre, viszont amelyik gyűjtőmunka széles körű, nem kellően részletes. Szórványosan találhatók információk RAPAICS (1935, 1940), KAÁN (1931), BALOGH (1957), TARDY (1996), RAKONCZAY (1997), KAPOCSY (2000), KONKOLYNÉ (2007), valamint BARTHA (2007) művében. PÓSFAI (2005) könyve és az interneten elérhető adatbázisa (HTTP1) táblázatokban, fajonként elkülönítve gyűjti össze hazánk legnagyobb törzskerületű egyedeit.

Anyag és módszer

A gesztenye-kultusz történeti áttekintésére, alakulására vonatkozó vizsgálatainkat különböző tudományterületekről begyűjtött, gyakran nem természettudományos irányultságú, illetve célú irodalmi források feldolgozásával végeztük.

A legnagyobb gesztenyék felméréséhez PÓSFAI (2005) táblázata adta az alapot, emellett sikerült egy új, ez idáig nem regisztrált velemi példányt is találni.

Az adatgyűjtés során a fákhöz kötődő legendákat, neves személyiségeket és a hozzájuk kapcsolódó helyi történeteket, valamint a fák múltbéli és jelenlegi állapotának, a felmerülő egészségügyi problémák kezelésének és azok körülményeinek jellemzőit írtuk össze. Adatközlőink Zsuppán Ernő, Boncodföldre polgármestere; Kanász János, Surd község polgármestere; Kincses László, surdi erdész; Sümeghy Gabriella, Zalaegerszeg város környezetvédelmi szakreferense; Veress János, a dióskáli szelídgesztenye tulajdonosa; Balázs András, iharosberényi képviselő; Boncz Béla, iharosberényi gesztenyetermesztő, Pósfai György, a Magyarország legnagyobb fái című könyv szerzője; Bartha Dénes, a Nyugat-magyarországi Egyetem intézetigazgató egyetemi tanára; valamint Radócz László, a Debreceni Egyetem docense voltak.

A dendrometriai adatok felvételénél a törzskerület, a törzsátmérő és a koronaátmérő mérésére, valamint a magasság becslésére koncentráltunk. A törzskerületet mellmagasságban, a talajszinttől számított 130 centiméteres magasságban mértük. A törzsátmérőt nem a kör átmérőjének kiszámítására szolgáló képlettel ($d=K/\pi$) számoltuk (hiszen az szabályos kört feltételezne, a vizsgált egyedek többségének törzse pedig ettől eltérő), hanem a több oldalról mérve kapott eredményeket átlagoltuk. A koronaátmérőt a törzsátmérő kétszeri (d_1 , d_2) és a koronasugár négyszeri (r_1 , r_2 , r_3 , r_4) mérése után egy egyszerű képlettel számítottuk:

$$\text{Koronaátmérő} = \left(\frac{r_1 + r_2 + r_3 + r_4}{4} \times 2 \right) + \frac{d_1 + d_2}{2}$$

A magasságot helyben és fotók alapján becsültük.

Mindezek mellett új módszerként az egyedek egészségi állapotára, illetve megközelíthetőségére ötfokú skálát alkalmazunk (egészségi állapot: 1-elpusztult egyed, 2-rossz, 3-elfogadható, 4-jó, 5-kitűnő; illetve megközelíthetőség: 1-nagyon nehéz, 2-gyenge, 3-közepes, 4-jó, 5-kiváló). Az egészségi állapot értékelésénél olyan tényezőket vettünk számításba, mint a lombkorona állapota, betegségek, törések, odvasodás, kezelések, a környezet tisztasága. A megközelíthetőségre vonatkozóan a fákhöz vezető út (azok minősége, járhatósága), a jelzőtáblák megléte, az egyedek megtalálásának nehézségeire vonatkozó egyéb paraméterek (erdőben, lakott területtől távol stb.) alapján vontunk le következtetést.

Eredmények és megvitatásuk

A szelídgesztenye kultusza

A Bibliában egy vitatott említése van a szelídgesztenyének, mikor is Jákob a kútra helyezett faragott vesszőkkel igyekezett befolyásolni a kecskék és a juhok párzását, melyhez egyes fordítások szerint gesztenyeágakat is használt. A korai kereszténységben az erkölcsösséget és a tisztaságot jelképezte a faj (GÁSPÁR 2006).

Athénban olyan nevekkel illeték, mint *szardiai makk*, *lópimon*, *móton*, *Zeusz-makkja*, *kasztanon* stb. (ILLÉS 1884). Ez utóbbi már nagyon hasonlít latin nevére. A görög *kasztanon* szót általában a thesszáliai Kasztanaia város nevéből származtatják. Egy másik, kevésbé hihető névfejtés szerint a latin *castrare* (kasztrálni) szóra vezethető vissza a nemzetségnév, a termések kihullása után üresen maradó kupacs alapján. A tudományos fajnevek közül a *sativa* jelentése termesztett.

A magyar *gesztenye* szó valószínűleg szláv közvetítéssel kerülhetett nyelvünkbe, 1200 körül. A *szelídgesztenye* szónak elég nagy hagyománya van, szinte attól kezdve használatos, amióta szükségessé vált, hogy megkülönböztessék az ugyancsak *gesztenye* nevű, de teljesen más növénynemzetséghez tartozó, csak külsőleg hasonló színű és alakú termést hozó vadgesztenyétől. A 17. századig a *gesztenye* szó önmagában, minden jelző nélkül csak a szelídgesztenyét jelenthette, hiszen a vadgesztenye csak a 16. század végétől terjedt el Európa-szerte. Eredeti és természetes fejlemény nyelvünkben az ember által élvezhető gyümölcsnek, illetőleg az ilyet termő fának szelíd jelzővel való megkülönböztetése az élvezhetetlentől. Ide tartozik, hogy a szelíd szónak Csík vármegyében gyenge jelentése is volt (R. LOVAS 1978). Érdekes, hogy a *gesztenye* szó egyaránt jelenti magát a fát, illetve annak termését is. A szelídgesztenye régtől való művelését jelzi, hogy neve hazánkban sok község- és dülőnévben szerepel(t), például Geszt, Geszteg, Gesztely, Geszteréd, Gesztes, Kesztolc, Keszthely stb. (BARTHA 2007).

Az egész Európában ismert „Mással kapartatja ki a gesztenyét” szólás A majom és a macska c. meséből eredeztethető, amely La Fontaine feldolgozásában vált híressé. Ebben a mesében a furfangos majom rábeszéli gazdája macskáját, hogy kaparjon ki a tűzből néhány gesztenyét. Nagy nehezen kikapar hármát, amelyeket a majom gyorsan bekap, majd jön a szolgáló, aki mindkettejüket elzavarja, és így a macska hoppon marad. Az „Otthon süti a gesztenyét” rosszálló szólás túlságosan bezárkózó, otthonról nem elmozduló embert jelent (NAGY 1966).

Páll Miklós szerint már az ősember is ismerte hazánkban – ezt támasztja alá KONKOLYNÉ (2007), miszerint a szelídgesztenye a neolitikum óta ismert csemege –, hiszen elszenesedett fáját megtalálták a bükki Hámori-, mai Anna-barlangban (PÁLL 1954).

Görögországban gesztenyeszüret idején „számos számár állta körül a fát, hogy a gesztenyét, melyet a magas fáról férfiak és fiúk vertek le, és asszonyok szedtek fel és raktak zsákokba, hátukra felvegyék.” Úgy tartották, „ha valamely családnak 20-24 gesztenyefája és egy csapat kecskéje volt, akkor minden szükségletei fedezve vannak” (ILLÉS 1884). A rómaiak azt tartották, hogy az emberi megtelepülés számára azok az optimális területek, ahol a gesztenye megél.

A 13. században a szelídgesztenye hazánkban már honos lehetett, ezt alátámasztják a korabeli adomány- és kiváltságlevelek. 1203-ban Imre királynak a veszprémi püspök birtokáról írt levelében a határleírásban *Castaneae* szerepel. IV. Béla király 1242-ben keltezett, egy Grech nevű hospitium (egykor kolostor, majd vendégfogadó) kiváltságairól szóló levele is említi. Ezek minden bizonnyal nem lehetnek vadgesztenyék, hiszen e fajt a törökök hozták be jóval később (ILLÉS 1884). Belegondolni is szép, ha már akkor határfául szolgáltak e fák, mikor is keletkezhetek. RAPAICS (1940) a gyümölcsöskertnek használt középkori kolostori temető ábrázolásakor *castenariusként* említi. Ismerjük előfordulását más kolostorkertekben (pl. St. Gallen), illetve Lippai pozsonyi kertjében. LIPPAI (1667) pontos utasítást adott a gesztenye ültetéséről. A Sopron környéki szelídgesztenyésekről a legelső feljegyzést Sopron város 1540. évi községi jegyzőkönyvében találjuk (KONKOLYNÉ 2007). CSAPODY (1959) a lombardiai azürkék égbolt verőfényes követeként említi.

A 14. századi Franciaországban a cevennei gesztenyések jelentős szerepet játszottak a lakosság élelmezésében. Itt a 17. századig a kenyeret egyáltalán nem ismerték, viszont a hasznosítható földterület 90%-át gesztenyeültetvények tették ki. Hasonlóan jelentős lehetett a gesztenye, mint táplálék az olasz és a svájci Alpok melegebb völgyeiben. A szárított gesztenyét lisztté őrölték és kenyeret sütöttek belőle, ezért is nevezték a szegények kenyérének. Azt tartották, hogy egy fa termésével egy ember át tud telelni. Ezért a hegyi falvakban minden lakónak egy gesztenyefa termését kiutalták élelemtartálékként. A gesztenyével jószágot is hizlaltak ott, ahol kiterjedt állományokat alkotott e faj (pl. Svájc). Korzikán a gesztenyét kenyérfának nevezték. Itt a 16. századból származik a rendelet, mely szerint mindenkinek évente négy fát kellett ültetnie (KONKOLYNÉ 2007). Olaszországban előzetesen borba áztatott gesztenyét sütnék Szent Márton napján (GÁSPÁR 2006).

A monda szerint Magyarországon a szelídgesztenye Mátyás király idejében, a XV. században vált ismertté, mikor is Beatrix királyné hozta magával Itáliából. Mátyás király kedvenc étele a gesztenyével töltött kappan volt. Károly Róbert király egykor öt szelídgesztenye-erdőt telepített Nagymarosra. Erdélyben, Nagybányán a szelídgesztenye volt az a nemes gyümölcs, amellyel a város tanácsa az erdélyi fejedelmeknek és magasabb beosztású főuraknak kedveskedett. A feljegyzések szerint a város ebből a ritka gyümölcsből ajándékozott 1642-ben I. Rákóczi György erdélyi fejedelemnek is (KONKOLYNÉ 2007). Ebben az időben Fraknóvárálja (ma Forchtenstein, Ausztria) híres gesztenyéseinek „termése messze földre szállítatik, melyek egy mészkőfejtő tőszomszédságában, tehát mészsziklák felett tenyésznek”. Hazánkban egykor az Alföldön is meg akarták telepíteni, francia példára: „... alföldi homokunk egy oly megbecsülhetetlen fával gazdagszik, mely annak értékét tetemesen gyarapítani képes...” (FÖLDES 1885).

Néprajzi leírásokból tudjuk, hogy a falvakban Mindenszentek estéjén hagyományosan megsütötték a gesztenyét, és ezzel ajándékozták meg a halottak emlékére harangozó legényeket. A magántulajdonban lévő gesztenyefák termését Mindenszentek után bárki szabadon gyűjthette. Zalában a felfűzött gesztenyét verembe rakják, és Pünkösd délutánján az utcán az idősek és gyermekek szertartásos komolysággal fogyasztják el. Nagybányán zöld burkával hordóba taposva júniusig eltartották. Vas megyében a gesztenyelisztből kását készítettek. A gesztenyével a 19. században még jelentős népi kereskedelem folyt. Összegyűjtéséhez több, mediterrán típusú eszközt használtak, ilyen a fakalapács, facsipesz, gereblye, kocsorba, klumpa. Baranyában átluggatott serpenyő a hagyományos sütéedény (PALÁDI 2001).

Kiváló „borkorcsolya”, de régen úgy tartották, hogy aki sokat eszik belőle, tetves lesz (KONKOLYNÉ 2007). Termését ruhásszekrényekben molyriasztóként, fáját hangszerek alapanyagának használták (MAROSI 2010). Használták bányában épületfának, műszerfának is (FÖLDES, 1885). A zalai szőlők pincéinek, préházainak gerendái is szelídgesztenyéből készültek. PÁLL (1954) 200 éves szelídgesztenyéből készült szőlőprést látott. Faszénégetésre felhasználták, de tüzelni nem szerettek vele. Levelével a szegények egykor párnát, dunnát is töltöttek (PALÁDI 2001). Gyógynövényként is hasznosították, így ha valaki hajmosás után a gesztenye főzővizével öblítette le a haját, az szép fényt kapott tőle (SZÖCS 2008).

Az elfeledett népszokások felelevenítéseként egyre több helyen szerveznek gesztenyefesztivált, gesztenyeünnepet. Ezek között az egyik leghíresebb hazai fesztivál az Iharosberényi Gesztenyenap. A kis somogyi falu kincse a szelídgesztenyéje – melyet előszeretettel vásárolnak a cukrászok –, ami 2002-ben arra ihlette a helyieket, hogy szervezzenek egy napot, amely a gesztenye jegyében telik (VARGA 2005). Másik nagy múltra visszatekintő ünnepség a Velemi Gesztenyeünnep. Az évszázados hagyományokra emlékező, 17 évre visszatekintő, minden októberben (a gesztenyeéréshez igazodva) megtartott rendezvény fő attrakciója a gesztenyesütés, az ősöktől ellesett technikával gyertyán és bükkfa lángján. Kiemelkedő fesztiválok még a kadarkúti, az ágfalvi, vagy a történelmi Magyarország területéről a nagybányai (Baia Mare, ma Románia), a homoródkarácsonyfalvi (Crăciunel, ma Románia) és a fraknóváralji (Forchtenstein, ma Auszria) ünnepségek (KONKOLYNÉ 2007).

A szelídgesztenye-motívum évszázadok óta jelen van a *Castanea* nemzetség elterjedési területén elhelyezkedő települések, régiók címereiben. Vizsgálataink alapján megállapíthatjuk, hogy a még létező gesztenyés címerek terén Spanyolország és Olaszország áll a legelőkelőbb helyen. Portugália, Franciaország, Svájc és Magyarország is több ilyen címet megőrzött. Az elterjedési területet nézve további címereket találtunk Németországban, Csehországban, Horvátországban, Szlovéniában és Ausztriában.

A felmért fák

Hazánk legnagyobb szelídgesztenyéje volt a *szentgyörgyvári*, azonban néhány éve végleg kiszáradt. Egykor felszentelték, kezelték is, melynek nyomait még mindig a fán találjuk. Törzskerülete a legutolsó mérésünkkor 868 cm volt.

Helyét a listán átvette a Zala megyei, pincesorok között található *nagykutasi* gesztenye. Kerülete mellmagasságban 840 cm. Alacsonyan elágazik, valószínűsíthetően ezért is lehet ilyen nagy mellmagassági kerülete. 2001 szeptembere óta a község tanúfája. (Tanúfának nevezzük az olyan tekintélyes fát, mely egy adott településen a régi időket idézi, és melyet emlékművel meg is szentelnek.) 1974 óta védettséget élvez, ezt tábla jelzi. Rendkívül tiszta, kezelt környezetben áll, és a fán sem látni elhanyagoltságra utaló nyomokat. Ennél a fajnál elmondhatjuk, hogy a kor előrehaladtával a hozott termésmennyiség fokozatosan csökken, ez az egyed azonban termésben rendkívül gazdag, tehát a fa ebből a szempontból is átlagon felülinek mondható. Kora szakirodalmak szerint 500 év feletti (TARDY 1996, RAKONCZAY 1997).

Bár nem a híres *zengővárkonyi* gesztenyés maradványa, de a községtől keletre található, osztatlan közös tulajdonban lévő gesztenyés legnagyobb példánya is több száz

éves már. Az apró terület mezőgazdasági táblák és ipari területek ölelésében áll, tele van sokszázas törzskerületet elérő, idős egyedekkel. A községben nagy hagyománya van a termesztésnek, ebből kifolyólag szomorú látni a fák helyzetét. A Pósfai-listában (HTT1) szereplő példány egészségi állapota rossz, hiszen középső, és egyben legvastagabb főága kb. 4 méter magasságban letört, hasonlóan néhány magasabban lévő ágához. Lombjának felső harmada elszáradt, törzsén, ágain számos vihar és betegség okozta nyom található. Termésben szegény. Szerencsére megszámlálhatatlan tősarjat nevel, melyek talán képesek lesznek továbbvinni anyaegyedük genetikai állományát. BALOGH ANDRÁS (1957) Elefántnak nevezi művében. Kerülete 780 cm.

A község határában elnyúló Szakály-hegyen találjuk hazánk egyik legnagyobb szelídgesztenye példányát, a *surdi* „jóféle” gesztenyét (Surd I.). Kerülete 777 cm. Kora becslések szerint 700 év. Megközelíthetősége nehézkes, hiszen tájékoztató, iránymutató tábla nem jelzi lelőhelyét. Egészségi állapota az egyik legrosszabb a még élő gesztenyék közül. Egykor villámcsapás érte, törzse csupa üreg, három, felfelé törő főága közül csupán az egyik ép, néhány mellékága teljesen elszáradt. Törzsének talajszinthez közeli részén gombás fertőzés jelei mutatkoznak. Felsőbb részein kisemlősök, madarak vájta odúk találhatóak. Állapotából adódóan termésben rendkívül szegény. A fa jó ideje védett, ezt tábla is jelzi. Környezetének kezelése láthatóan megoldott, nem úgy a fáé. A helyiek talán már feladták az érte folytatott küzdelmet, ezzel szemben a fa rendkívüli élni akarásról tesz tanúbizonyságot. PÓSFAI (2005) könyvében valamelyest jobb állapotban szerepel. Szintén a picesorok között találjuk a község másik nevezetességét, a 672 centiméteres példányt (Surd II.). Nagyobb társával ellentétben könnyebben elérhető, egészségi állapota jobb, termésben gazdagabb. Alsó ágai a földig érnek, a tapasztalt „dendrománoknak” a süttői hárs juthat róla eszébe. A surdi gesztenyések egykor Zichy Ödön gróf tulajdonát képezték, majd a területet a második világháború után felosztották, később ismét magánkézbe kerültek.

Vas megye legnagyobb példányát, a *toronyi* gesztenyét több méteres cserjék, kisebb fák gyűrűjében találjuk. Sok faj esetében egy ilyen eldugott helyzet abszolút védelmet nyújtana, azonban a fa emiatt nehezen dokumentálható. Lombjának csaknem kétharmada elszáradt, törzsén gombás elváltozások észlelhetők, a fa termésben szegény. Irodalmak nem nagyon említik, múltbéli adatot szinte alig tudni róla.

Szerencsére jó állapotban is maradtak fenn gesztenyék, ilyen például a *boncodföldei* fa is, mely rendezett, cserjéktől megtisztított területen egymagában áll. Lelelőhelyét fakeszt, védettségét tábla jelzi. Egyes források szerint kora 600 év (RAKONCZAY 1997). Egykor tömésház állt mellette, környezete cserjés, szedres volt (TARDY 1996). Környezete jelenleg tiszta, kezelt. Törzsének alsó részén egykor kéregbetegség léphetett fel, annak kezelési nyomai érzékelhetők. A fa a törődésnek köszönhetően jó állapotban megmaradt, mely védelmi törekvés egy mindössze 350 lelkes településtől elismerésre méltó. A fa termésben szegény.

A Kőszegi Tájvédelmi Körzet részeként a *velemi* gesztenyések is védelmet élveznek. Velem Gesztenyés nevű részében, a Kőszegi-hegység lábánál fekszik az a kiterjedt gesztenyés, ahol szemmel láthatóan még a mai napig gyűjtik a gesztenyét. Nem csoda, hiszen itt rendezik hazánk egyik legnagyobb gesztenyeünnepét. Bár a legnagyobb vizsgált példányon (Velem I. – új, eddig nem regisztrált egyed) kétméteres magasságig gombás fertőzések nyomai láthatók, lombja egészséges, ágai épek. Ez alól kivétel egyik földön kúszó ága, amely teljesen széttört. Környezete tiszta, a fán kezelésnek nincs nyoma, de

erre véleményünk szerint nem is volt szükség. Csoportban, zárt kertben találjuk, ezért valószínűleg a betegségekkel, száradással szemben is ellenállóbb. Négy tősarja bármelyik kertben önmagában is méretes gesztenyének számítana. A község külterületének déli részét elfoglaló hegylábi szelídgesztenye-ligetben szintén nagy példányokat találunk. Ennek egyik ékes bizonyítéka a csak a legrészletesebb térképeken jelzett egyik ösvény mentén fellelhető 656 centiméteres körméretű gesztenye (Velem II.). Szinte csak véletlenül lehet rábukkanni. 1,8 méter magasságban többfelé ágazik, lombja ép. Az előző állományhoz hasonlóan itt is érvényesül a tömeghatás, a fák szemmel láthatóan a betegségekkel szemben ellenállóbbak, itt sem találni beteg egyedet. Az aljnövényzet átjárható, tiszta, vadtúrásnak nincs nyoma.

A *Zalaegerszeg* nyugati városrészében elhelyezkedő Szenterszéthegy hazánk egyik legszebb szelídgesztenyéjét rejt. Teljes törzse csavarodott, ami impozáns megjelenést ad a fának. Ebben a kertvárosi környezetben, kiskertek és szőlőültetvények társaságában idilli megjelenést kölcsönöz a tájnak. A környéken nincs nyoma a gesztenye termesztésének. Védeltségét információs tábla jelzi, kezelésnek nyoma azonban csak a környezetén látszik, a fán nem. A tábla szerint 1978-ban villámcsapás érte, több 40-80 cm átmérőjű ága letört. Kora meghaladja a 400 évet. Ép részein rengeteg a termés.

Somogy megye legnagyobb szelídgesztenyéit *Iharosberényben* találjuk. Ahogy vizsgáljuk a földutakat, szőlőhegyeket, mindenfelé idősebb gesztenyéseket látunk. E somogyi kistelepülésen évszázados hagyománya van a gesztenyetermesztésnek (amit minden évben meg is ünnepelnek). Ennek egyik maradványa egy közel 250 éves példány a község északi részén. Körmérete 715 cm. Törzsén többméteres seb látható, négy főága közül három (másfél, négy, illetve öt méteren) csonkolt. Egyetlen épen maradt, méretes főága zöldell csak, törzsén pedig borostyán kapaszkodik. Kezelésnek a csonkolásokon kívül nincs nyoma, azok is csak balesetvédelmi okból, illetve már utólag kerültek levágásra (BONCZ ex verb.). Környezete is inkább a pincék, mintsem a fa miatt kezelt. A környéken jellemző a gyümölcsfák légi permetezés hatására létrejött károsodása, ez alól a vizsgált egyed sem kivétel. A község déli részén, egy magánkertben több hatalmas gesztenye áll, melyek közül a nagyobbik 660 cm-es körméretű. Egykor ez a fa is a messze földön híres iharosberényi gesztenyefajták egyik törzskönyves darabja volt, törzskönyvi száma a mai napig a fán látható. Egészségi állapota a vele egy kertben állókhoz hasonlóan jó, tősarjait meghagyták. A magánterület és benne a fák gondozottak, de termésben szegények.

Dióskál határában, a pogányvári kúria parkjában találjuk a környék legnagyobb gesztenyéjét. A birtok egykor belga hercegi tulajdonban volt, a terület ma magántulajdon, a fa a hagyományos gazdálkodást idézően szőlőültetvény mellett található. Nehezen megközelíthető, a toronyi gesztenyéhez hasonlóan nehezen dokumentálható, szerencsére ezt az egyedet „csak” tősarjai veszik körül. Egészségi állapota rossz. Elmondások szerint (VERESS ex verb.) egykor villám sújtotta, középső főága 3 méter magasságban letört, megmaradt ágai időközben letörték vagy elszáradtak, törzse üreges. Kora becslések szerint 500 év (TARDY, 1996). A fától nem messze 484 centiméteres kislevelű hárs (*Tilia cordata*) él, amely alatt a legendák szerint egykor Széchenyi István borozgatott (VERESS ex verb.).

A *baki* fa eldugottságára jellemző, hogy egy nála kisebb méretű – szintén helyi – példánnyal ellentétben nem élvez helyi szintű védelmet. Lombjának felső harmada elszáradt, vastagabb ágait levágták, odvában lódarazsak tanyáznak. Alsó, vastagabb ágait felkarózták, sebhelyeit azonban nem kezelték, környezete rendezetlen. Tövében téglarakás, karótömeg található, ágain kikészített vaddisznóbőr lóg. Letört ágai tőle pár méterre, rakásban

vannak. Növényvédelmi szempontból tudjuk, hogy ennél a fajnál a betegségek elkerülése végett ez tiltott eljárás, az időközben lehullott, elszáradt ágakat lehetőleg azonnal el kell égetni. A matuzsálem 2 méter magasan háromfelé ágazik. Termésben szegény. Környezetében pinceépület, fenyők, szőlőültetvények, gabonaparcellák találhatók.

A *csepregi* halastó mögött elnyúló erdőterület nagyrészt fenyőkből és akácból áll. Az erdő mélyén, két jól elkülöníthető erdőrészt határára, egy szinte már záródott tisztáson a környék legnagyobb gesztenyéjének megtalálása nagyon nehéz. Törzse göcsörtös, rajta gombás elváltozások találhatók. 3 méter magasan elágazik, egyik főága, valamint lombjának felső része teljesen elszáradt. Környezete rendezetlen, fenyőágakkal, akácsarjakkal, szederhajtásokkal teli. Tösarjait fűrészszel levágták. Termésben rendkívül szegény.

Csipkerek tanúfája Nagykutashoz hasonlóan egy szelídgesztenye, azonban egy másik, jóval nagyobb fáról kevesen tudnak. A fa a szőlőhegyen, egy pincéhez tartozó telek legtávolabbi pontján áll. Törzse a szenterzsébethegyi gesztenyét idézően csavarodott, embermagasságban elágazó. Egészségi állapota viszonylag alacsonyabb korából adódóan kiváló, alig találni rajta akár csak elszáradt alsó ágat is. Ágai csaknem a földig érnek, emellett hatalmas tösarjat nevel. A fa termésben gazdag. Környezete gondozott, apróbb gesztenyék, diók és tölgyek borítják. A környéken vaddisznókra utaló nyomokat (dagonya, túrás stb.) találunk, ellene védekezni érdemes.

Eredményeinket az 1. Táblázat foglalja össze.

A legendákat, népszokásokat ma már sok helyen csak a famatuzsálemek őrzik. Ők az utolsó tanúi mindannak a kultusznak, amelyet a faj történelmünk során felépített. Ha ezek a fák eltűnnek, természeti és kulturális örökségünk egy része veszik oda. Bár látni becsülendő törekvéseket (helyi védetté nyilvánítások, Év fája verseny, tematikus pályázatok stb.), sajnos napjainkra egyre kisebb figyelem övezi a legtöbb fát, növekszik közvetlen környezetük elhagyatottsága, pusztulásuk előrehaladott stádiumban van.

Javasoljuk a védett egyedek esetében a rendeletekben, kezelési tervekben foglaltak betartását, valamint a jobb megismerés érdekében útbaigazító táblák kihelyezését, a turistatérképeken való jelölést. A jogilag nem védett egyedek esetében pedig a fák életben maradásához szükséges kezelések elvégzését és feltétel nélküli védetté nyilvánítást javasolunk.

I. táblázat Magyarország legnagyobb szelídgesztenyéinek főbb paraméterei
(félkövérrel szedve az összehasonlítás szerint legjelentősebbek)

Table I. Main parameters of the greatest chestnut trees in Hungary (most important ones with bold)

Helység	Törzs- kerület (cm)	Törzs- átmérő (m)	Korona- átmérő (m)	Magas- ság (m)	Meg- közelít- hetőség	Egészségi állapot	Védettségi státusz
Szentgyörgy- vár	868	4,5 – 5	14	10	3 (közepes)	1 (nem él)	nem védett
Nagykutas	840	4	25	16	3 (közepes)	4 (jó)	védett
Zengő- várkony	780	3	21	15	4 (jó)	2 (rossz)	nem védett
Surd (I.)	777	3	10	12	3 (közepes)	2 (rossz)	védett
Torony	775	3,5	21	13	4 (jó)	2 (rossz)	nem védett
Boncodfölde	738	3,5	23	20	5 (kiváló)	4 (jó)	védett
Velem (I.)	738	3	23	14	3 (közepes)	3 (elfo- gadható)	védett
Zalaegerszeg/ Szt. Erzsébet- hegy	730	3	18	13	3 (közepes)	2 (rossz)	védett
Iharosberény (I.)	715	3	12	8	3 (közepes)	2 (rossz)	nem védett
<i>Dióskál</i>	710	3 – 3,5	16	12	1 (nagyon nehéz)	2 (rossz)	nem védett
<i>Bak</i>	701	3	18	16	2 (gyenge)	2 (rossz)	nem védett
<i>Surd (II.)</i>	672	2,5 – 3	25	17	4 (jó)	4 (jó)	védett
<i>Csepreg</i>	665	3	17	14	1 (nagyon nehéz)	2 (rossz)	nem védett
<i>Iharosberény (II.)</i>	660	2,5	15	14	3 (közepes)	4 (jó)	nem védett
<i>Velem (II.)</i>	656	2,5	22	16	1 (nagyon nehéz)	5 (kitűnő)	védett
<i>Csipkerek</i>	653	2,5 – 3	25	16	2 (gyenge)	5 (kitűnő)	nem védett

Irodalom

- BALOGH A. 1957: Magyarország nevezetes fái. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest.
- BARTHA D. 2007: A szelídgesztenye (*Castanea sativa*) botanikai jellemzése. Erdészeti Lapok 142(1): 14–16.
- CSAPODY I. 1959: A Sopron környéki szelídgesztenyések. Soproni Szemle 13(3): 238–256.
- FÖLDES J. 1885: A szelíd gesztenye, *Castanea vesca*-ról. Erdészeti Lapok 24(1): 1–11.
- GÁSPÁR R. 2006: Éltető és gyógyító táplálékok. Hetedvilág Kiadó, Budapest.
- ILLÉS N. 1884: A szelíd gesztenyéről. Erdészeti Lapok 23(9): 769–780.
- KAÁN K. 1931: Természetvédelem és természeti emlékek. Révai Testvérek Irodalmi Intézet Részvénytársaság, Budapest.
- KAPOCSY GY. 2000: A magyarság nevezetes fái. Helikon Kiadó, Budapest.
- KENYERES L., IFJ. TILDY Z. 1960: Védett természeti ritkaságaink. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KONKOLYNÉ GYÚRÓ É. 2007: A szelídgesztenye táji, kultúrtörténeti és kertészeti vonatkozásai. Erdészeti Lapok 142(12): 392–394.
- LIPPAI J. 1667: Psoni kert. Akadémiai Kiadó Budapest (Reprint, 1997).
- MAROSI K. 2010: Élet-mód. A szelídgesztenye. Élet és Tudomány 65(44): 1385.
- NAGY G. 1966: Gesztenye (szócikk). Magyar szólások és közmondások. Talantum Kiadó, Budapest.
- PALÁDI-KOVÁCS A. (FŐSZERK.) 2001: Magyar Néprajz II. Gazdálkodás. Akadémiai Kiadó, Budapest. 19-20: 503–504.
- PÁLL M. 1954: Karoljuk fel a szelídgesztenyét. Az erdő. 89(8): 292–295.
- PÓSFALAI GY. 2005: Magyarország legnagyobb fái. Alexandra Kiadó, Budapest.
- R. LOVAS G. 1978: Szelídgesztenye. Magyar nyelvőr 102(1): 116–118.
- RAKONCZAY Z. 1997: Göcsejtől Mohácsig. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- RAPAICS R. 1935: A magyar gesztenye. A Természet 31(11): 262–264.
- RAPAICS R. 1940: Magyar kertek – A kertművészet Magyarországon. Természetudományi Kiadó, Budapest.
- SZÓCS E. 2008: Gyógyító növények. Kossuth Kiadó, Budapest.
- TARDY J. 1996: Magyarországi települések védett természeti értékei. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VARGA A. 2005: Kincsünk a szelídgesztenye. Somogyi Hírlap 233: 16.

Internetes hely:

HTTP1: <http://dendromania.hu/index.php?old=falistak>

AN OVERVIEW ON THE CULT OF SWEET CHESTNUT AND PRESENTATION OF THE GREATEST HUNGARIAN SWEET CHESTNUT TREES

M. TAKÁCS, Á. MALATINSZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1, Hungary, e-mail: takacsmarton.msc@gmail.com

Keywords: chestnut, dendrometry, cult, protection

An overview of the European and the Hungarian sweet chestnut cult is given as several legends and folk feasts are connected to this species, similarly to other ones such as linden, willow or oak. Authors have investigated on measures of sweet chestnut trees with the greatest perimeter in Hungary, which, despite their giant sizes, or because of high age, are seriously threatened. Based on our dendrometrical measurements, the greatest sweet chestnut tree lives near Nagykutas village (SW-Hungary), among wine cellars. Patchy remnants of one-time extended chestnut groves near Zengővárkony or Velem have also preserved some giants as well as wine yards around Surd. The greatest chestnut tree of Vas County (W-Hungary) thrives near Torony village, among tall shrubs. The greatest ones in Somogy County (SW-Hungary) live around Iharosberény. Besides them, measurement data are presented from Zalaegerszeg, Dióskál, Bak, Csepreg and Csipkerek.

ÉLŐHELY-TÉRKÉPEZÉS A KOPPÁNY-VÖLGYÉBEN (SOMOGYDÖRÖCSKE TERÜLETÉN)

ÖRDÖG Gergő¹, GELENCSÉR Géza², NAGY Anita¹, FEHÉR Zsófia¹, PENKSZA Károly¹

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,

Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

²Völgy Hangja Egyesület, Somogydöröcske,

7284 Somogydöröcske Nyugati u. 122.

e-mail: ordoggergo89@gmail.com

Kulcsszavak: Á-NÉR, ökológiai mutatók, invazív fajok

Összefoglalás: A munkában egy, a Koppány völgyében található, Somogydöröcske településhez tartozó terület élőhely-térképezésének eredménye kerül bemutatásra. A vizsgált területen 70 élőhely foltot különítettünk el. Az élőhely-foltokban 22 különböző élőhely-típust határoztunk meg. Az „egy folt – egy élőhely” előfordulás azonban a mintaterület kisebb hányadán jellemző, ugyanis a terület mozaikossága és az antropogén hatások érvényesülése miatt a foltok nagyobb részében az élőhelytípusok élőhelykomplexeket alkotva jelennek meg. A területen 6 védett és 7 inváziós fajt jegyeztünk fel. Az élőhely-foltok közül kiválasztottunk ötöt, amelyek a terület karakterisztikus típusainak tekinthetők. Ezen foltokat a bennük előforduló fajok relatív ökológiai mutatói és természetvédelmi értékszámai alapján is értékeltük.

A folyót követő vízparti sáv élőhely-komplexében a nagy vízigényű fajok jelenléte miatt a nagyobb nitrogénigényű fajok jelentősebb arányban fordulnak elő. Az élőhely-foltok mindegyikére jellemző, hogy a természetes állapotokra utaló fajok mellett, a bolygatottságot jelző növények is megtalálhatóak. A kompetitorok és a természetes pionír fajok nagyobb mennyiségben a száraz gyepi foltokban fordulnak elő, melyből ezen élőhelyek jó állapotára, természetközeli jellegére következtethetünk.

Bevezetés

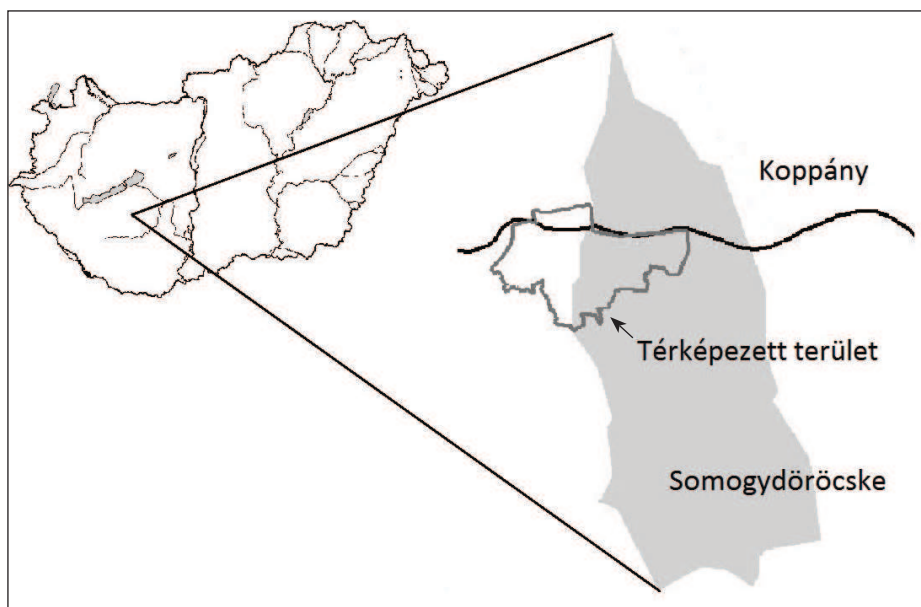
A mintaterület a Koppány- völgyében Somogydöröcske település közigazgatási területén található, mely kistáji szinten a Kelet-Külső-Somogyi tájegységhez, illetve a Kapos-völgyéhez tartozik (DÖVÉNYI 2010). A területről már BORBÁS (1900) közöl florisztikai adatokat, melyeket később Törökkoppány, Somogyszil, valamint Igal vidékéről FEKETE és BLATTNY (1913) újabb fajokkal egészít ki. A tájegységre vonatkozóan BOROS (1930) kéziratos feljegyzéseiben további fajok a *Salvia glutinosa*, a *Circaea lutetiana* és a *Cucubalus baccifer*. majd BOROS (1936) munkájában található a *Dianthus armeria* és a *Carpesium cernuum*.. HORVÁT (1943) munkája az addig megjelent közleményeket összefoglalva részletes képet ad a Külső-Somogy növényföldrajzáról, a tájegység egész területéről közöl megfigyeléseket. Műve 102 taxont tartalmaz, melyek közt megtalálhatóak a flóra jellemző vonásait tükröző fajok is. VÖRÖSS (1963) Tamási környékéről közölt gyomfajokat. KEVEY (1978, 1980, 1983, 1987, 1989, 1993, 1995), KEVEY és HORVÁT (1986) az erdei vegetációval kapcsolatban publikál florisztikai és a vegetációra vonatkozó adatokat. A Dunántúli-dombság potenciális vegetáció-térképét a korábbi kutatási eredmények kivenetként, illetve azokra hivatkozva LEHMANN (1981) publikálja. A Törökkoppány melletti, viszonylag értékes állapotban megmaradt vegetációt a térkép egyrészt pannóniai gyertyános-tölgyesként (*Quercus petraeae-Carpinetum*), néhány részét pedig pannóniai ezüsthársas cseres-tölgyesként (*Tilio argenteae Quercetum-petraeae cerris*) jelöli. A Koppány árterén keményfaligetek és kőris-szil-ligeterdők (*Alno-Padion*) a jellemzőek.

A Törökkoppányi erdőkkel, és a Koppány-menti rétek Natura 2000 területeinek botanikai feldolgozásával BAUER és MÁRKUS (2008) foglalkozott. A Külső-Somogy flórájára és növényzetére vonatkozóan újabb adatok is születtek (KIRÁLY 1998, 2007, LÁJER 2003, PINKE et al. 2006, SZABÓ et al. 2007).

Anyag és módszer

A térképezett terület

A vizsgált terület (1,73 km²) Somogydöröcske mellett a település belterületi határától a Koppány medréig, illetve az észak-nyugati területen a Koppányon túl húzódik húzódik (1. ábra).



1. ábra A vizsgált terület áttekintő térképe

Figure 1. Map showing the area surveyed

A felvételezést 2012 májusában és októberében végeztük. A terepi munkához 1:25 000 méretarányú EOVSzelvényeket használtunk, melyen sorszámozva jelöltük be az élőhely-foltokat.

Az élőhely-térkép készítése az adatok feldolgozása után EOVSzelvények és ortofotók felhasználásával ArcView GIS Version 3.1 és ERDAS IMAGINE Version 8.4 térinformatikai programmal történt.

A mintavételi eljárások során FEKETE et al. (1997) munkáját vettük alapul. Az általános élőhely-térkép esetében, a területek mozaikosságából adódóan egy-egy élőhely-folt általában több élőhely együttes előfordulását, komplexét jelenti. Minden elkülönített folt-hoz meghatároztuk az Á-NÉR (Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer) kategóriát/kategóriákat (KOVÁCS és TÖRÖK 1997), minden egyes élőhely-foltban feljegyeztük az előforduló védett és inváziós fajokat is, melyhez CSISZÁR (2012) munkáját követtük.

A lehatárolt élőhely-foltok közül továbbá kiválasztottunk öt olyan foltot, amelyek egyrészt a mintaterület leginkább természetközeli élőhelyeinek tekinthetők, másrészt különböző, tájra jellemző élőhely-típusokat is karakterizálnak.

A kiválasztott foltok a következők:

- 6. folt: Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok + Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (H4+R1)
- 10. folt: Stabilizálódott félszáraz irtásrétek, gyepek és száraz magaskórósok + Domb- és hegyvidéki gyomos szárazgyepek (H4+O7)
- 14. folt: Zsombékosok + Dombvidéki mocsárrétek + Bokorfüzesek (B5+D3+J3)
- 16. folt: Mészkedvelő és melegkedvelő tölgyesek + Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (L1+R1)
- 27. folt: Békalencsés, rucaörömös, tócsagazos úszóhínár + Tavak zárt nádasai és gyékényesei + Tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak + Domb- és hegyvidéki gyomos üde gyepek (A1+B1+B2+O8)

Ezeknek a foltoknak a teljes fajlistáját is elkészítettük, mely alapján a természetvédelmi értékkategóriák (SIMON 2000), a szociális magatartás-típusok, a relatív nitrogénigény és a relatív talajvíz-talajnedvesség igény (BORHIDI 1993) szempontjából is elvégeztük az értékelést.

Eredmények és megvitatásuk

A terület élőhely-térképe

A vizsgálat során 70 élőhely-foltot különítettünk el és 22 különböző élőhely-típust azonosítottunk (1. táblázat, 2. ábra). Az élőhely foltokban az egyes élőhely-típusok ritkán önmagukban, gyakrabban – több élőhelytípus együttes előfordulása esetén – élőhely-komplexet alkotva jelentek meg (1. táblázat, 2. ábra).

1. táblázat A vizsgált élőhely-foltok, domináns, védett és invazív fajok (A: élőhely-foltok sorszáma)

1. Table The habitats detected and the dominant, protected and invasive species (A: serial)

A	élőhelyek	domináns fajok	védett fajok	Invazív, özőn fajok
1.	T1	Anthemis ruthenica, Convolvulus arvensis		Ambrosia artemisiifolia
2.	R1	Cornus sanguinea, Clematis vitalba, Dactylis glomerata		
3.	R2	Juglans regia, Robinia pseudoacacia, Ulmus campestris		Robinia pseudoacacia
4.	K4	Fagus sylvatica, Tilia argentea	Cephalanthera damasonium	
5.	O12	Prunus domestica, Prunus spinosa		
6.	R1, H4	Crataegus monogyna, Acer campestre	Orchis purpurea	

1. táblázat folytatása

Contd. Table 2.

7.	R1,	Prunus spinosa, Crataegus monogyna, Acer campestre		
8.	S1, R1	Robinia pseudoacacia, Ulmus campestris		Robinia pseudoacacia, Solidago canadensis
9.	S1, J4	Robinia pseudoacacia, Salix alba, Coryllus avellana		
10.	O7, H4	Poa angustifolia, Festuca pseudovina, Trifolium ssp. Achillea collina		Solidago canadensis, Asclepias syriaca
11.	O7	Elymus repens, Urtica dioica		Ailanthus altissima
12.	O8, H4	Elymus repens, Alopecurus pratensis	Inula helenium	
13.	O7, H4	Botriochloa ischaemum, Poa angustifolia, Festuca rupicola, Achillea collina		
14.	B5, D3, J3	Elymus repens, Alopecurus pratensis, Phragmites australis		Solidago gigantea
15.	B1	Phragmites australis		Solidago gigantea
16.	L1, R1	Quercus pubescens, Cornus sanguinea, Acer campestre		Robinia pseudoacacia
17.	R1	Quercus pubescens, Cornus sanguinea, Acer campestre		Robinia pseudoacacia
18.	O7	Calamagrostis epigeios, Elymus repens		Solidago gigantea, Ailanthus altissima, Asclepias syriaca, Sorhum halepense
19.	S1, R3	Acer campestre, Robinia pseudoacacia, Sambucus nigra	Primula vulgaris	Robinia pseudoacacia
20.	J4, D5	Salix alba, Salix fragilis, Equisetum telmateia		
21.	J4, D5, B5, B1	Salix alba, Salix fragilis, Equisetum telmateia, Carex acutiformis, Phragmites australis		
22.	H4, R1	Arrhenetherum elatius, Festuca rupicola, Rosa canina		
23.	B5, O8, E1	Arrhenetherum elatius, Carex acutiformis, Alopecurus pratensis	Inula helenium	Solidago canadensis
24.	B5, O8, B1, J3	Carex acutiformis, Alopecurus pratensis, Phragmites australis, Salix cinerea	Carex caespitosa	

1. táblázat folytatása

Contd. Table 2.

25.	R1, O7	Prunus spinosa, Urtica dioica, Sambucus ebulus		
26.	R1, S1, B5	Sambucus nigra, Carex acutiformis, Crataegus monogyna, Euonymus europaeus		Solidago canadensis, Robinia pseudoacacia
27.	A1, B1, B2, O8	Lemna minor, Butomus umbellatus, Sparganium erectum, Phragmites australis, Arrhenatherum elatius, Elymus repens	Sonchus palustris	
28.	J4, J3, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Phragmites australis		
29.	J3, B1	Salix cinerea, Phragmites australis		Solidago canadensis, Sorghum halepense
30.	J4, J3, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Phragmites australis		Solidago gigantea
31.	J4, J3, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Phragmites australis		
32.	S1, R1, O12	Sambucus nigra, Crataegus monogyna, Prunus domestica, Juglans regia		Robinia pseudoacacia
33.	T1	Chenopodium album, Sorghum halepense		Sorghum halepense
34.	J4, J3	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Humulus lupulus		Solidago gigantea
35.	J4, B1	Salix alba, Salix fragilis, Phragmites australis, Sambucus ebulus		
36.	J4, R1, S3, B1,	Salix alba, Salix fragilis, Phragmites australis, Calamagrostis epigeios		Solidago gigantea
37.	O7	Sambucus ebulus, Chenopodium album, Elymus repens		
38.	S1, R1, O7	Sambucus nigra, Crataegus monogyna, Elymus repens		Robinia pseudoacacia
39.	J4, J3, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Phragmites australis, Cirsium eriophorum, Carduus acanthoides		Asclepias syriaca
40.	R1, O7	Sambucus nigra, Crataegus monogyna, Elymus repens		

1. táblázat folytatása

Contd. Table 2.

41.	S1, S3	Robinia pseudoacacia, Juglans regia, Ailanthus altissima, Acer campestre		Robinia pseudoacacia, Ailanthus altissima
42.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis		Robinia pseudoacacia
43.	S1, S3	Robinia pseudoacacia, Juglans nigra		Robinia pseudoacacia
44.	S3	Juglans regia		
45.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis		Robinia pseudoacacia
46.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis		Robinia pseudoacacia
47.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis		Robinia pseudoacacia
48.	S3	Ailanthus altissima		Ailanthus altissima
49.	R1, O7	Crataegus monogyna, Ulmus campestris, Elymus repens, Poa angustifolia		
50.	J4, J3	Salix alba, Salix fragilis, Salix cinerea, Humulus lupulus		Solidago gigantea
51.	J4, B1	Salix alba, Salix fragilis, Phragmites australis		
52.	J4, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix viminalis, Phragmites australis		
53.	J3, B1	Salix cinerea, Humulus lupulus, Phragmites australis		
54.	J3, B1, S3	Salix cinerea, Acer negundo, Phragmites australis, Chenopodium polyspermum		
55.	J4, B1	Salix alba, Salix fragilis, Salix viminalis, Phragmites australis		
56.	B1, O7, D5	Phragmites australis, Calystegia sepium, Equisetum telmateia, Althaea officinalis	Inula helenium	
57.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis		Robinia pseudoacacia
58.	J4	Salix alba, Salix fragilis, Phragmites australis		
59.	B1	Phragmites australis		Solidago canadensis

1. táblázat folytatása

Contd. Table 2.

60.	S1, O12, B1, O7, D5	Robinia pseudoacacia, Crataegus monogyna, Elymus repens, Coryllus avellana, Phragmites australis, Prunus domestica, Juglans regia	Inula helenium	
61.	S1, O12, O7, D5	Robinia pseudoacacia, Crataegus monogyna, Elymus repens	Inula helenium	Solidago canadensis
62.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis, Anthriscus cerefolium, Galium aparine		Robinia pseudoacacia
63.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis, Galium aparine		Robinia pseudoacacia
64.	R1, O7	Rosa canina, Crataegus monogyna, Elymus repens		
65.	S1	Robinia pseudoacacia, Bromus sterilis, Juglans regia, Acer campestre		Robinia pseudoacacia
66.	R1, O7	Rosa canina, Crataegus monogyna, Elymus repens		
67.	R1,	Prunus spinosa, Crataegus monogyna, Acer campestre		
68.	T1	Chenopodium album, Convolvulus arvensis		
69.	T8	Juglans regia, Elymus repens		
70.	T8	Juglans regia, Elymus repens		

A területen jelentős arányban (54,54%) voltak jellemzőek a természetes élőhelyek is a foltokban, viszont az élőhely-foltoknak csupán 25,71%-a az, amelyben kizárólag természetes élőhelyek fordulnak elő. Az élőhely-foltok többségében a természetes élőhelyek bolygatott élőhely-típusokkal együtt, mozaikosan jelennek meg. A lehatárolt 70 élőhely-folt közül 11-ben fordult elő védett faj Ezek közül a leggyakoribbnak az örménygyökér (*Inula helenium*) tekinthető. Ez a növény olyan bolygatott és gyomos természetközeli élőhelyeken fordult elő (1. táblázat 12., 23., 56., 60., 61. folt), melyek kedvező vízellátással, és a térképezett terület viszonylatában nagyobb tápanyagmennyiséggel rendelkeznek (pl. mélyebben fekvő, folyóparthoz közelebb eső akácosok, felhagyott gyümölcsösök, gyomos gyepek). Legnagyobb tömegben egy szántóföldi kultúrák által határolt, a gyomos üde gyepek által jellemzett élőhely-foltban (1. táblázat 12. folt) jegyeztük fel.

A dél-dunántúli ezüst hársas-bükkös és gyertyános-tölgyesben megmaradt értékes kis kis foltjában található meg a LEHMANN (1981) és BAUER és MÁRKUS (2008) fehér madárisisak (*Cephalanthera damasonium*) (1. táblázat 4. folt). A szártalan kankalint (*Primula vulgaris*) zavart akácosban fordult elő (1. táblázat 6. folt). A bíbor kosbor (*Orchis pur-*

purea) cserjésedő és félszáraz gyepek mozaikjából álló élőhelyeken (1. táblázat 6., 7. folt) jelent meg jelentős (40-50) egyedszámmal. A mocsári csorbóka (*Sonchus palustris*) egy, a Koppányt követő sávban fordult elő. Nagyon értékes új adat a gyepes sás (*Carex cespitosa*) előfordulása, amely KIRÁLY (2009) művében a Dunántúl tekintetében csak a Bakonyaljáról és a Nyugat-Dunántúlról (Kőszeg) került feljegyzésre.

Az inváziós fajok közül a bálványfa (*Ailanthus altissima*) az egyik legveszélyesebb, ami három élőhely-foltban található meg (1. táblázat 11., 18., 48. folt).

A bolygatott, és tápanyagban gazdag szántóföldön (1. táblázat 1. folt) mutatkozik tömeges számban az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*). Más élőhelyeken nem fordul elő, és a szomszédos művelt területre sem terjed át.

A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) a zárt nádassal tarkított zsombékos területen egyedüli gyomfajként (1. táblázat 39. folt), a másodlagos száraz gyp uralta élőhelyeken (1. táblázat 10., 18. folt) egyéb inváziós növények mellett jelent meg.

A kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) megjelenése a természetközeli élőhelyeken (1. táblázat 23., 59. folt) többnyire más inváziós fajok nélkül jellemző, míg a bolygatott területeken (1. táblázat 8., 10., 26., 29. folt) mellette más özönnövények is előfordulnak.

A vizsgált terület több, bokorfüzesek, fűz-nyárligetek (1. táblázat 30., 34., 36., 50. folt), vagy mocsarak (1. táblázat 14., 15. folt) uralta patakpart menti, természetközeli élőhelyén, a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) tömeges előfordulása jellemző.

A fenyércirok (*Sorghum halepense*), mint gyakori mezőgazdasági gyom a patak fölötti szántón (1. táblázat 33. folt), és az azt követő füzes ligetben (1. táblázat 29. folt) jelentős borítással található meg. A szántó szélén a kisvirágú őszirózsa (*Aster tradescantii*), mint kerti szökevény alkot állományokat.

A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) a jellegtelen származékerdő ligetekben és az erdészeti faültetvényekben a fő állományalkotó faj; a terület foltjainak 21%-ában van jelen.

A jellemző élőhely-foltok értékelése a fajok relatív ökológiai mutatói szerint

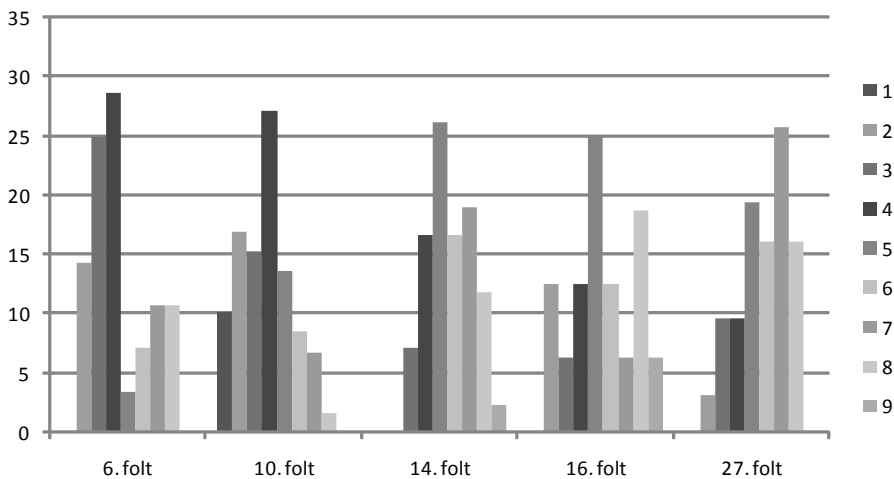
A fajok relatív nitrogénigény (NB) szerinti megoszlása alapján a cserjésedő gyepe (2. ábra 6. élőhely-folt) leginkább a nitrogén szegény termőhelyek fajai jellemzőek (8-as kategória). A száraz gyp (2. ábra 10. élőhely-folt) jó átmenetet mutat a száraz és nádas, magassásos 14-es élőhely-folt felé. A molyhos tölgyet is tartalmazó erdőfoltban (16. élőhely-folt) a nagy nitrogénkedvelő gyomfaj mennyisége magas. A vízfolyást követő vízparti sáv élőhely-komplexben – más területekhez hasonlóan - a nagyobb víz-igényű fajok jelentős aránya miatt nagyobb mennyiségben jellemző a nagy nitrogénigényű fajok előfordulása (BARCZI et al. 1996/97, PENKSZA et al. 2003).

A fajok relatív vízigény (WB) szerinti megoszlása szempontjából a bolygatott erdő (4. ábra 16. élőhely-folt) a kis vízigényű, szárazságtűrő növények fajait tartalmazza. A gyomokkal borított gyepeken (4. ábra 6., 10. folt) az átmenet jól látható a vizes, nedvesebb élőhelyek irányába, ugyanis a közepes vízigényű fajok mellett a száraz, és nedves élőhelyek növényei is megjelennek. A mocsaras réten (4. ábra 14. folt) a vízigényes növények megjelenése domináns, csak úgy, mint a 27-es foltban, ahol a nedvességekedvelő fajok vízparti társulást alkotnak.



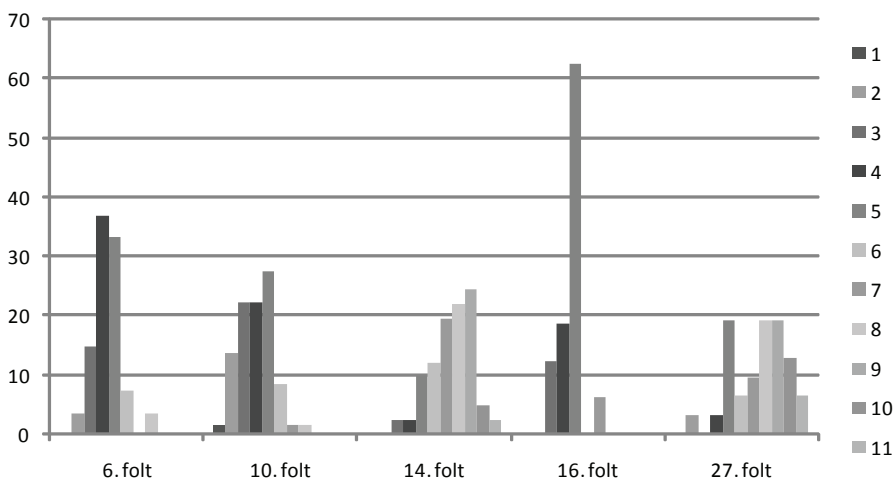
2. ábra A vizsgált terület élőhely-foltjainak elkülönítése (az egyez élőhelyfoltok adatait az 1. táblázat tartalmazza)

Figure 2. Separation of the habitats of the area surveyed (areas numbered from 1. to 70. are showing the habitats, habitat-complexes of Table 1.)



3. ábra A fajok élőhelyek közti megoszlása a relatív nitrogénigény-kategóriák alapján (az élőhely-foltok jellemzését ld. az anyag és módszerben)

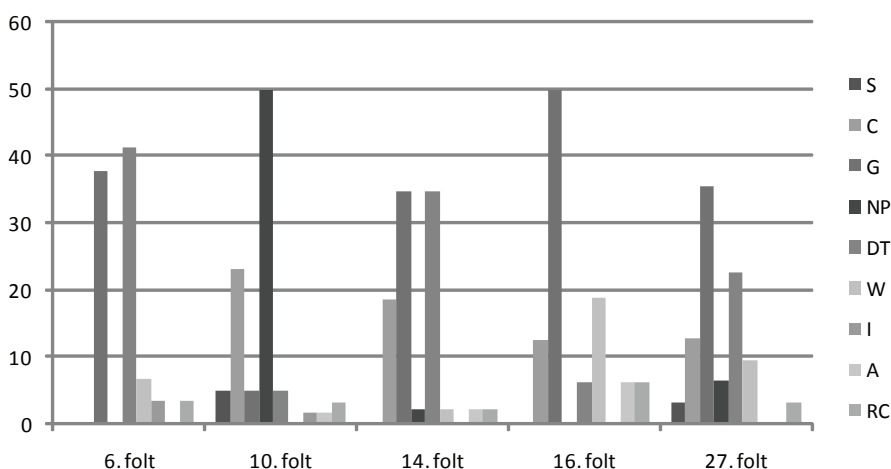
Figure 3. Distribution of the species between habitats on the basis of relative N demand categories (see characterization of the habitats detected in the Methods)



4. ábra A fajok élőhelyek közötti megoszlása a relatív talajvíz- illetve talajnedvesség indikátor kategóriák alapján (az élőhely-foltok jellemzését ld. az anyag és módszerben)

Figure 4. Distribution of the species between habitats on the basis of the categories of relative groundwater and soil humidity indicators (see characterization of the habitats detected in the Methods)

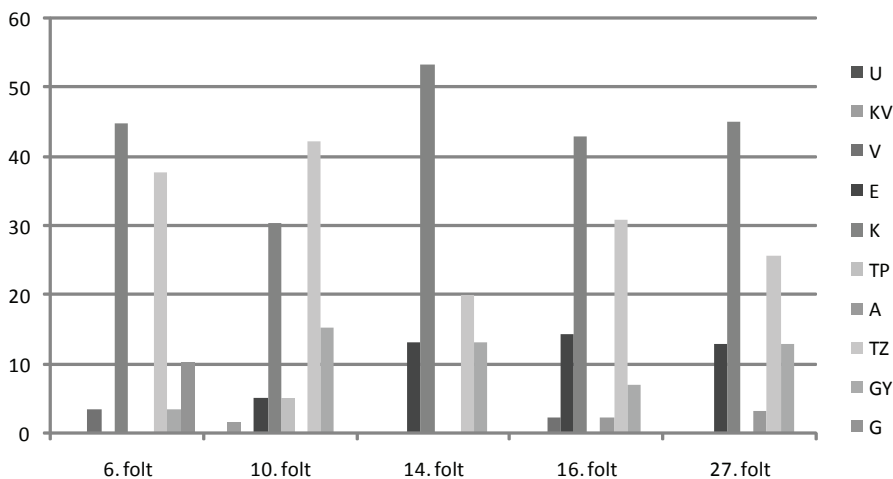
A fajok szociális magatartási típusok (SBT) szerinti megoszlása szempontjából a száraz gyepten (5. ábra 10. folt) a legmagasabb a kompetitor (C) és a természetes pionír (NP) fajok aránya. A többi élőhelyen a generalisták (G), vagyis a tág ökológiai stressztűrő-képességű fajok, és a zavarástűrő fajok (DT) találhatók meg a legnagyobb borításban. Mindegyik élőhely-foltra jellemző, hogy a természetes fajok mellett, a bolygatottságot jelző növények is megjelennek.



5. ábra A fajok élőhelyek szerinti megoszlása a szociális magatartás-típusok szerint (az élőhely-foltok jellemzését ld. az anyag és módszerben)

Figure 5. Distribution of species between habitats on the basis of their nature conservation values (see characterization of the habitats detected in the Methods)

A fajok természetvédelmi értékkategóriái (TVK) szerinti megoszlása nagy hasonlóságot mutat a szociális magatartási típusok adataival. Fokozottan védett fajt csak a 10-es számú száraz gyept tartalmaz, védett faj pedig csak a cserjésedő gyeptben (6. ábra 6. folt) és a tölgyes erdőben (6. ábra 16. folt) fordul elő, kis egyedszámban.



6. ábra A fajok élőhelyek közti megoszlása a természetvédelmi értékkategóriák alapján (az élőhely-foltok jellemzését ld. az anyag és módszerben)

Figure 6. Distribution of species between habitats on the basis of their nature conservation values (see characterization of the habitats detected in the Methods)

Köszönetnyilvánítás

A munkát a Koppányvölgyi Élőhely Rehabilitációs Kísérleti Terület komplex ökológiai felmérése (ÚMVP Leader Program finanszírozással) program támogatta.

Irodalom

- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996/97: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. Acta. Bot. Sci. Hung. 40: 3–21.
- BAUER N., MÁRKUS A 2008: A Törökkoppányi erdők és a Koppány-menti rétek Natura 2000 területek botanikai értékei. Somogyi Múzeumok Közleményei 18: 51–61.
- BORBÁS V. 1900: A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete. – A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei 1., Budapest, 432 pp.
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs.
- BORHIDI A. 1984: A Zselic erdei. Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi sorozat 4: 1–145.
- BOROS Á. 1930: Florisztikai jegyzetek XVI. Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár, Budapest (kézirat)
- BOROS Á. 1936: Adatok Somogy vármegye flórájának ismeretéhez. Vasi Szemle 79 pp.
- CSISZÁR Á. (szerk.) 2012: Inváziós növények Magyarországon. Sopron.

- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti élőhelyosztályozási Rendszer – NBmR II. kötet, MTM Budapest.
- FEKETE L., BLATTNY T. 1913: Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a magyar állam területén. Selmecbánya.
- HORVÁT A. O. 1943: Külsősomogy és környékének növényzete (Flora regionis Külsősomogy). Magyar Növénytani Társaság, Borbásia 6: 1–70.
- KEVEY B. 1980: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez I. Botanikai Közlemények 67: 179–182.
- KEVEY B. 1983: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez II. Botanikai Közlemények 70: 19–23.
- KEVEY B. 1985: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez III. Botanikai Közlemények 72: 155–158.
- KEVEY B. 1987: Die Verbreitung der west-balkanischen Florenelemente in Südost-Transdanubien. Studia Phytologica Nova in honorem jubilantis A. O. Horvát, Pécs, pp. 157–171.
- KEVEY B. 1989: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez V. Botanikai Közlemények 76: 83–96.
- KEVEY B. 1993: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez VI. Botanikai Közlemények 80: 53–60.
- KEVEY B. 1995: Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez VII. Botanikai Közlemények 82: 45–53.
- KEVEY B., HORVÁT A. O. 1986: Die Verbreitung einiger submediterraner Pflanzenarten in Südost-Transdanubien. Verhandlungen Zoologische-Botanischen Gesellschaft Österreich. 124: 23–40.
- KIRÁLY G. 1998: Adatok a Délkelet-Dunántúl flórájához. Somogyi Múzeumok Közleményei 13: 211–215.
- KIRÁLY G. 2007: Kiegészítések Külső-Somogy edényes flórájának ismeretéhez. Somogyi Múzeumok közleményei 17: 31–40.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Jósvafő.
- KOVÁCSNÉ LÁNG E., TÖRÖK K. (szerk.) 1997: Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. - Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III. MTM, Budapest.
- LÁJER K. 2003: A Látrányi Puszta Természetvédelmi Terület növényzetéről. Natura Somogyensis 5: 13–28.
- LEHMANN A. 1981: A Dunántúli-dombság florisztikai, növényföldrajzi jellege és területbeosztása. In: Pécsi M. (szerk.): A Dunántúli-dombság (Dél-Dunántúl). Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 212–227.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. 2003: Hasznosítási változások következtében kialakult regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben az 1994 és 2002 közötti időszakban. Növénytermelés 52: 167–184.
- PINKE GY., PÁL R., KIRÁLY G., SZENDRŐDI V. 2006: Adatok Külső- és Belső-Somogy gyomflórájának ismeretéhez. Botanikai Közlemények 93(1–2): 53–68.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZABÓ I., KERCSMÁR V., H. SZÓNYI É., L. NYÉKI E. 2007: Florisztikai és vegetáció tanulmány a Jaba völgyében (Külső-Somogy). Somogyi Múzeumok Közleményei 17 B: 69–82.
- VÖRÖSS L. Zs. 1963: Újabb florisztikai adatok a Dél-Dunántúlról. Pécsi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei pp. 265–270.

HABITAT MAPPING IN THE KOPPÁNY-CREEK VALLEY (IN THE PERIPHERIES
OF SOMOGYDÖRÖCSKE AND SOMOGYACSA-GERÉZDPUSZTA)

G. ÖRDÖG¹, G. GELENCSÉR², A. NAGY¹, ZS. FEHÉR¹, K. PENKSZA¹

¹Saint Stephen University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology

²Vox Vallis Development Association, H-7284 Somogydöröcske, Nyugati str. 122.
e-mail: ordoggergo89@gmail.com

Keywords: Á-NÉR (General National Classification System of Habitats), ecological indicators, invasive species

The work presents the results of the habitat mapping of the area of the Koppány-creek valley belonging to Somogydöröcske and Somogyacsa-Gerézdpuszta settlements. Protected and invasive species were both recorded in the area. 70 separate habitats were detected in the area, consisting of 22 habitat types and their combinations. These 22 habitat types were covering 54,54% of the area surveyed, although, because of the anthropogenic effects and fragmentedness, in their clear form they were only occurring on 25,71%. 6 protected and 7 invasive species were recorded in the area. Five habitats were selected as the characteristic types of the area, which were also evaluated on the basis of the relative ecological and nature conservation value of their species. The complex water and waterfront habitats along the creek show the abundance of nitrophilous species because of the species of greater water demand. Apart from the natural species all of the habitats detected can also be characterised with species indicating disturbance. These species occurred in larger quantities in the competitor and natural pioneer dry grass showing the most natural habitat.

TRACOPI – ENHANCING LOCAL PROGRAMME BASED INNOVATION AND DEVELOPMENT – A LANDSCAPE AND NATURAL RESOURCES PERSPECTIVE

Dániel SZALAI, Dénes SALÁTA, Tamás SZALAI, Eszter SALÁTA-FALUSI

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management
H-2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1. HUNGARY, e-mail: Szalai.Daniel@kti.szie.hu

Keywords: Innovation and development, programme based planning

The ‘TRACOPI’ – made possible through the European Union’s Lifelong Learning Programme – a transfer of innovation project was initiated by the Oulu University of Applied Sciences in 2009 based on former international cooperation.

The overall objective of the project is to give planners of natural resources new skills in collaborative planning. Project aims to:

- (1) Look for and identify new collaborative planning and decision support methods.
- (2) Choose the methods and models that can be adapted to PBPNR (program-based planning of natural resources) process.
- (3) Re-design CoPack (trainers’ support material package for collaborative planners) to build CoPack+by including planning and decision support innovations in it.
- (4) Apply the re-designed CoPack+ in further training courses to PBPNR planners.
- (5) Transfer the updated material and experiences in project partner countries and beyond.

The primary target group is (future) trainers in institutions which provide further training to planners. Secondary target group is the planners who participate in further training. The ultimate beneficiaries are citizens, land owners, NGO’s, SME’s etc. having an interest towards natural resources use, and who are served by PBPNR planners.

The project’s main outcomes are an updated tool-package on collaborative planning (CoPack+), and a training course or module of PBPNR, which enables planners to start using the new methods in the tool-package. The project has direct impacts by improving the quality and relevance of training offered by further training organizations. Because of that, the quality of the PBPNR practices improves in partner countries, which in turn serves better the needs and hopes of the stake-holders in natural resource planning.

Kick off meeting was held in Brno October 2010. Second meeting was held in Budapest in October 2011 and final meeting in Istanbul September 2012. Beside the personal meetings several internet conference were additionally organised to discuss the directions and progress of the work.

Coordinator: Oulu University of Applied Sciences, School of Renewable Natural Resources, Finland

Partners: Oulu University of Applied Sciences (Finland), Mendel University Brno (Czech Republic), Metsäntutkimuslaitos METLA (Finland), University of Applied Sciences Eberswalde (Germany), Universität für Bodenkultur Wien BOKU (Austria), Szent Istvan University (Hungary), National Forest Centre – Institute for Forest Consulting and Education Zvolen (Slovakia), Buiting Advies (The Netherlands), Istanbul University (Turkey). Contributing steering partners: entera – Environmental Planning & ICT (Germany), GreenDependent – Sustainable Solutions Association (Hungary), Metsäkeskus Pohjois-Pohjanmaa – Forestry Center (Finland), Centre for Economic Development (Finland), Transport and the Environment, Ecological Institute Veronica (Czech Republic).

Further information: www.oamk.fi/hankkeet/tracopi